

Congres Watersysteemkennis 2006/2007

De interactie tussen bodem, grondwater en ecosysteem

Gasteditor: Guido Wyseure



Vrije
Universiteit
Brussel

universiteit
hasselt



UNIVERSITEIT
GENT

KATHOLIEKE UNIVERSITEIT
LEUVEN



Universiteit
Antwerpen

**WATER
MILES**



Coördinatiecommissie
Integraal Waterbeleid

Congres Watersysteemkennis 2006/2007

De interactie tussen bodem, grondwater en ecosysteem

Gasteditor: Guido Wyseure



Tijdschrift over integraal waterbeleid

Nummer 31

Jaargang 2007

In 1984 werd onder voorzitterschap van professor André Van der Beken het congres 'Water voor Groen' georganiseerd. Dat bracht een "state of the art" van het onderzoek aan watersystemen in Vlaanderen en was uniek omdat het wetenschappers en beheerders van alle mogelijke disciplines en sectoren samenbracht. Het congresboek is dan ook nu nog steeds een standaardwerk. Niettegenstaande vele studiedagen, is er sindsdien echter geen initiatief meer geweest dat de verschillende wetenschappers en administraties, actief in diverse domeinen met betrekking tot water, samenbracht. Nachtans is de kennis de voorbije jaren enorm toegenomen, niet in het minst door de grote investeringen van het Vlaamse Gewest in wetenschappelijk onderzoek, zowel via de verschillende TWOL studies als via de verhoging van de reguliere middelen voor onderzoek (IWT, FWO,...).

Anderzijds is de wens en de noodzaak om onze watersystemen te herstellen nog nooit zo sterk aanwezig geweest als nu. De uitdagingen voor het waterbeheer en beleid zijn dan ook evenredig groot. In dit kader is er dan ook een steeds grotere noodzaak tot het integraal aanpakken van de problemen die zich stellen binnen het waterbeheer. Een eerste vereiste binnen dit multidisciplinair karakter van het waterbeheer is dan ook het kennen van de verschillende actoren en het op de hoogte zijn van de vooruitgang in het wetenschappelijk onderzoek. Het congres Watersysteemkennis, die de verschillende actoren samenbracht, wil een grote stimulans zijn voor het onderzoek met betrekking tot water in Vlaanderen en op die manier bijdragen aan een verdere wetenschappelijke onderbouwing van het integrale waterbeleid.

Het congres Watersysteemkennis omvatte 9 studiedagen waar aan de hand van 146 lezingen en 101 posters, een beeld geschetst werd van het lopende onderzoek in Vlaanderen. Hieruit bleek duidelijk dat in vele disciplines van watersysteemkennis hoogstaand wetenschappelijk onderzoek verricht wordt. Niettemin blijkt er eveneens een sterke noodzaak tot meer samenwerking. Ook binnen het waterbeleid en beheer wordt deze nood steeds sterker gevoeld en dit niet in het minst omdat de verwachtingen en de doelstellingen van het waterbeheer steeds breder worden. Hierbij wordt men steeds meer geconfronteerd met enerzijds kennishiaten in watersysteemkennis en anderzijds nieuwe uitdagingen voor multidisciplinair onderzoek.

Decades van thematisch en gecompartmenteerd beleid hadden hun evenknie in het disciplinair onderzoek. Een multidisciplinaire aanpak is echter essentieel voor integraal waterbeheer en vereist een vlotte uitwisseling en gezamenlijk gebruik van data en resultaten, zowel tussen de onderzoeksgroepen onderling, als tussen de wetenschappelijke instellingen en de administraties. Deze uitdaging aangaan vereist ook het mogelijk maken en stimuleren van interdisciplinair onderzoek. Het congres watersysteemkennis wil hiertoe bijdragen. Op het afsluitende 2 daagse symposium van het congres Watersysteemkennis, worden niet alleen syntheses gebracht van de studiedagen maar worden ook verschillende nationale en internationale geïntegreerde onderzoeksprogramma's toegelicht.

De resultaten van het congres worden gepubliceerd in 10 afzonderlijke nummers van het tijdschrift WATER, die gezamenlijk de neerslag van het volledige congres vormen.

Samenstelling Wetenschappelijk Comité:

Willy Baeyens, Vrije Universiteit Brussel
Okke Batelaan, Universiteit Gent
Jean Berlamont, Katholieke Universiteit Leuven
Lieven Bervoets, Universiteit Antwerpen
Ronny Blust, Universiteit Antwerpen
Marleen Coenen, Universiteit Antwerpen
Steven Declerck, Katholieke Universiteit Leuven
Niels De Pauw, Universiteit Gent
Florimond De Smedt, Vrije Universiteit Brussel
Alain De Vocht, Universiteit Hasselt
Gerard Govers, Katholieke Universiteit Leuven
Rudy Herman, Dept. Economie, Wetenschap en Innovatie
Patrick Meire, Universiteit Antwerpen
Frank Mostaert, Waterbouwkundig Laboratorium
Frans Ollevier, Katholieke Universiteit Leuven
Marc Van Camp, Universiteit Gent
André Van der Beken, Vrije Universiteit Brussel
Ronny Verhoeven, Universiteit Gent
Willy Verstraete, Universiteit Gent
Wim Vyverman, Universiteit Gent
Kristine Walraevens, Universiteit Gent
Patrick Willems, Katholieke Universiteit Leuven
Guido Wyseure, Katholieke Universiteit Leuven

Samenstelling redactieraad WATER:

Hoofredacteur:
Michel Bruyneel

Leden:

Willy Bauwens, Marcel Bruyndoncx, Marc Buysse,
Herman Crommelinck, Lieve De Roeck, Marie-Paule Devroede,
Heleen Geeraert, Maarten Goris, Jan Hammenecker, Jos Heylen,
Patrick Meire, Jaak Monbaliu, Frank Mostaert, Rik Serruys,
Didier Soens, Lieve Stoops, Jan Strubbe, Paul Thomas,
José Vandevijvere, Marc Vercruysse en Louis Wauters

Samenstelling Organisatiecomité:

Johan Bogaert, dep. LNE afdeling Milieu-, Natuur-, en Energiebeleid
Michel Bruyneel, tijdschrift WATER
Marc Buysse, Stichting Vlaams Water
Christophe Claeys, Vereniging van Vlaamse Steden en Gemeenten
Marleen Coenen, Universiteit Antwerpen
Willem Coppens, Waterwegen en Zeekanaal nv
Kathleen Goris, IWT
Kathy Hastraete, CIW-secretariaat
Henk Maeckelberghe, Vlaamse Milieumaatschappij
Koen Maeghe, nv De Scheepvaart
Patrick Meire, Universiteit Antwerpen
Kurt Sannen, Agentschap voor Natuur en Bos
Lieve Stoops, Vereniging van Vlaamse Provincies
Jan Spaas, Vlaamse Vereniging van Polders en Wateringen
Karel Vandaele, Watering Sint Truiden
Philippe Van Haver, dep. LNE afdeling Milieu-, Natuur- en
Edward Van Keer, dep. MOW afdeling Haven- en Waterbeleid
Astrid Van Vosselen, dep. MOW afdeling Algemeen Beleid
Véronique Vens, Vlaamse Milieumaatschappij

Tijdschrift over
integraal waterbeleid
in samenwerking
met de CIW



Coördinatiecommissie
Integraal Waterbeleid

v.z.w. WATER
Broechemsesteenweg 165 • 2531 Boechout
tel.: 03/475 09 66 en 0486 939 025 • fax: 03/475 09 66
e-mail: claire.bruyneel@telenet.be
website: www.tijdschriftwater.be

Voorwoord



Interactie tussen bodem, grondwater en ecosysteem

De voornaamste doelstelling van de studiedag over de interactie tussen bodem, grondwater en ecosysteem was om de recente ontwikkelingen in het meten en modelleren van waterkwantiteit en -kwaliteit in de verzadigde en onverzadigde zone en de interactie met de ecologie te confronteren. De lezingen in de voormiddag concentreerden zich rond de sleutelpositie van de bodem voor verdeling van water over afvoer, verdamping, doorsijpeling binnen de hydrologische cyclus en de interactie met de ecosystemen. In de namiddag werd aandacht besteed aan de relatie tussen natuurlijke vegetaties en hydrologische randvoorwaarden, die het gevolg zijn van een combinatie van landschappelijke aspecten, grondwater gerelateerde processen en bodemkenmerken.

Oorspronkelijk was de kennis van de N- P- K plantnutriënten en de organische stof huishouding volledig gericht op het verhogen van de landbouwkundige productie. Nu is de optimale nutriënten balans naar de vegetatie en de waterkwaliteit van grond- en rivierwater een belangrijke doelstelling. De bodem kan hierbij zowel een bufferende als een nefaste werking hebben op pollutie. De Belgische Bodemkundige Dienst volgt de tendensen van de nitraatstikstof sinds 1990 op de

voet en beschikt over een uitgebreide dataset. De oorspronkelijke landbouwkundige toepassingen waren meestal op het niveau van individuele velden. De modellen van waterstroming en transport van opgeloste stoffen stelden de velden meestal voor als representatieve een-dimensionale kolommen. Op grotere schaal zoals op Europees niveau wenst men de verontreiniging door agro-chemicaliën terug dringen, daarom dient men simulatieresultaten van veld-schaal naar de regionale Europese schaal te extrapoleren.

De bodemwaterhuishouding bepaalt de omstandigheden in de wortelzone van de vegetatie. Een aantal lezingen handelden over moderne technieken om te meten. Een belangrijke variabele in de bodem, als 3 fase medium, is het variabele watergehalte. In deze onverzadigde zone wenst men daarenboven de concentratie aan opgeloste stoffen te kennen. Moderne meet-technieken, zoals Time Domain Reflectometry (TDR), tomografie, temperatuurprofielen, maken gebruik van (geo-)fysische eigenschappen van het water in de bodem. De opgeloste stoffen in de onverzadigde zone kunnen door middel van "wicks" bemonsterd worden.

De modellering van de vegetatie en haar standplaats heeft als gemeenschappelijke noemer met het voorgaande dat de wortelzone van de vegetatie zich eveneens in de bodem bevindt. De dynamiek van het ondiepe grondwater en de vochtige onverzadigde zone van de bodem boven het grondwater is een van de belangrijkste ecohydrologische factoren. Men gebruikt dikwijls grondwater of oppervlakte watermodellen om vegetatie patronen te verklaren en te voorspellen. Een belangrijke uitdaging is dat de grondwater of oppervlakte water modellen respectievelijk bedoeld zijn voor de grondwater voorraden en de rivierafvoeren te kwantificeren en te voorspellen. De vegetatie-ecologie vergt echter in de eerste plaats nauwkeurige voorspelling van de dynamiek van het ondiepe grondwater. De bestaande modellen zijn hiervoor minder geschikt. Een belangrijke waarschuwing werd ook geopperd: de fijnmazige GIS-kaarten en modellen kunnen een valse perceptie van nauwkeurigheid en voorspelbaarheid wekken. De basiskennis van ecologie en hydrologie is echter nog altijd de basis voor geloofwaardigheid.

Een belangrijk besluit van de studiedag is dat er nog een grote afstand is tussen de fundamentele bodemfysische benadering, die vooral in de voormiddag aan bod kwam, en de ecohydrologische modellen, gedurende de namiddag bediscussieerd. De laatsten zijn vragende partij voor een betere voorspelling van de dynamiek van het ondiepe grondwater. De bodemfysica kan hiervoor een bijdrage leveren.

G. Wyseure
Katholieke Universiteit Leuven

Inhoud

ARTIKELS

-
- 1 Modellen voor de regionale voorspelling van de belasting van grondwater door agro-chemicaliën**
M. Vanclooster en A. Tiktak
-
- 7 Evolutie van de nitraatstikstofreserve van akkerbouwpercelen in het voorjaar na abstractie van de weerseffecten**
F. Elsen, J. Bries, E. Bomans en H. Vandendriessche
-
- 12 Simultaan meten van bodemwatergehalte en elektrische conductiviteit (EC) door middel van TDR**
G. Wyseure
-
- 17 Kwantificering van grondwater-oppervlakte water interactie: analyse van temperatuur gradiënten in de rivierbedding van de Aa**
C. Anibas, O. Batelaan, K. Buis, R. Verhoeven en P. Meire
-
- 22 Monitoren van waterkwantiteit en -kwaliteit in de onverzadigde zone van de bodem**
J. Mertens, F. Amery, K. Cheyys, F. Degryse, I. De Troyer, J. Diels, J. Feyen, R. Merckx, E. Smolders, D. Springael en J. Vanderborght
-
- 28 Ecohydrologische onderbouwing van inrichtingsprojecten waterlopen**
K. Martens en E. De Bie
-
- 32 NICHE Vlaanderen, modelleren van vegetatie in valleigebieden**
W. Huybrechts, E. De Bie, J. Callebaut en P. De Becker
-
- 40 Regressie- en classificatietechnieken in hydro-ecologische modellen: toepassing voor vallei-ecosystemen in Vlaanderen**
J. Peters, N.E.C. Verhoest, B. De Baets, P. De Becker, W. Huybrechts en R. Samson
-
- 45 Hydro-ecologische modellen: databehoeften, toepassingen en beperkingen**
P. De Becker en W. Huybrechts
-
- 50 Grondwater in de Zegge; een drijvende kracht voor de aanwezige natuurwaarden**
H. Backx, S. Vansteenkiste, J. Staes, B. Van Ballaer en P. Meire
-
- 56 Hydrologische modellering als basis voor het bepalen van potenties voor vegetatie en natuur in het kader van Ecosysteemvisies in Vlaanderen**
B. Verbeiren, O. Batelaan en F. De Smedt
-
- 60 Rivierherstel van de Kleine Nete tussen Herentals en Kasterlee**
E. De Bie, K. Martens, A. Haesevoets en M. Florus
-
- 65 Ecohydrologisch onderzoek in het kader van het rivierherstelplan voor de Leie**
G. Heuvelmans en S. Helsen
-
- 69 Optimaliseren van natuurinrichting in een Gecontroleerd OverstromingsGebied langs de Zeeschelde: grondwatermonitoring en -modellering, basis voor natuurpotenties**
A. Van Braeckel, B. Vandevoorde en E. Van den Bergh
-

Modellen voor de regionale voorspelling van de belasting van grondwater door agro-chemicaliën

Chemicaliën in de landbouw worden gebruikt in de gewasbescherming en als meststof. Vaak spoelen deze stoffen vanuit de bodem naar het grondwater met verontreiniging als gevolg. De hoeveelheid chemische stof dat potentieel het grondwaterlichaam kan bereiken kan berekend worden op basis van systeemmodellen. Deze simuleren het gedrag van chemicaliën in het bodemecosysteem. Dergelijke berekeningen zijn van nut bijvoorbeeld voor risicoanalyses ter ondersteuning van de registratie van gewasbeschermingsmiddelen. Zij kunnen ook gebruikt worden voor het opstellen van kwetsbaarheidskaarten als functie van bodemtypologie en landgebruik.

Het modelleren van de grondwaterbelasting op regionale schaal gaat gepaard met de klassieke problemen van bodemsysteemmodellen: conceptuele onzekerheid ten gevolge van de complexiteit van de processen, extreme variabiliteit in tijd en ruimte van de relevante processen, parameter identificatieproblemen door gebrekkige bemonsteringscapaciteit, en, uiteindelijk, problematische opschalingstechnieken. Om dergelijke technische en wetenschappelijke problemen aan te pakken worden verschillende modelleringsstrategieën gevolgd. De diversiteit van modellen die gebruikt kunnen worden om grondwaterbelasting te begroten is daarom ook zeer groot.

In dit artikel worden twee modelbenaderingen toegelicht die mogelijke grondwaterbelasting door uitspoeling van agro-chemicaliën op regionale schaal kunnen begroten. De eerste benadering is gebaseerd op de ruimtelijke verdeling van deterministische en procesgebaseerde puntmodellen. In deze benadering wordt ervan uitgegaan dat de deterministische en procesgebaseerde puntmodellen voldoende gevalideerd zijn op de lokale schaal. Er wordt eveneens verondersteld dat kennis van de ruimtelijke verdeling van bodemsysteem variabelen opschaling mogelijke maken binnen een GIS kaderwerk. In een tweede benadering wordt een vereenvoudigd model afgeleid van een gevalideerd referentiemodel. Deze benadering wordt metamodelering genoemd. Een metamodel is eenvoudiger in modelstructuur. Een metamodel is ook direct compatibel met gegevens die op regionale schaal beschikbaar zijn. De twee modelbenaderingen worden in dit artikel functioneel vergeleken en geïllustreerd voor de berekening, van de grondwaterbelasting door gewasbeschermingsmiddelen. De vergelijking wordt gemaakt op de schaal van de Europese Unie. De voorgestelde modelleringstrategieën kunnen geïntegreerd worden in de programma's voor de registratie van gewasbeschermingsmiddelen op Europees niveau, evenals het monitoren van de implementatie van thematische strategieën m.b.t. het beheer van water en agro-chemicaliën.

Inleiding

Grondwater is een essentiële bron voor de watervoorziening in diverse sectoren. Zo wordt 75 % van het drinkwater in Europa nog steeds onttrokken aan grondwater. Maar ook voor andere sectoren, zoals geïrrigeerde landbouw, is grondwater doorgaans onontbeerlijk. Voorts ondersteunt grondwater het basisdebiet in rivieren, beken en sloten en vervult grondwater diverse ecologische functies. Grondwater dient dan ook op een duurzame manier beheerd te worden. Het belang hiervan werd recent nogmaals onderstreept door het invoeren van de Europese richtlijn voor grondwater. Deze laatste concretiseert de objectieven van de Europese Kader Richtlijn Water (KRW) voor de bescherming van grondwaterlichamen.

Grondwaterlichamen worden echter belast door de verschillende sectoren waardoor de doelstellingen van de KRW, en de grondwaterrichtlijn in het bijzonder, in gedrang komt. Een recent rapport van de Europese Commissie over het implementeren van de KRW meldt dat 30 % van de grondwaterlichamen in Europa de objectieven van de KRW tegen 2015 wellicht niet zullen halen (EU commission, 2007). Voor 40 % van de

grondwaterlichamen is er momenteel onvoldoende informatie om een uitspraak te doen over de haalbaarheid van de KRW-doelstellingen. Volgens hetzelfde rapport wordt de landbouw nog steeds beschouwd als de sector die het meest bijdraagt aan het risico van het niet halen van de KRW-doelstelling. Overmatig gebruik van nutriënten en gewasbeschermingsmiddelen dragen overal in Europa bij aan diffuse verontreiniging van het grondwater. Gezien 70 % van de Belgische grondwaterreserves onderworpen is aan het risico om de KRW-doelstellingen niet te halen, behoort België tot de kop van het peloton van Europese landen waar dit probleem ernstige proporties aanneemt.

Om het beheer van plantnutriënten en gewasbeschermingsmiddelen, kortom de agro-chemicaliën, op de objectieven van o.a. de KRW af te stemmen, is het belangrijk om het gedrag van agro-chemicaliën in de hydrosfeer te kennen. Specifiek is het belangrijk de grondwaterbelasting door agro-chemicaliën te kunnen begroten. Dit moet gebeuren in functie van variabele bodem-, gewas-, klimaat- en beheersparameters. Mathematische modellen kunnen hierbij ingezet worden als gebruiksinstrument. Dergelijke modellen kun-

nen de ruimte- en tijdsdynamiek van de grondwaterbelasting door agro-chemicaliën kwantitatief berekenen. De modellen die hiervoor in aanmerking kunnen komen zijn echter heel divers. Ze verschillen in modeltypologie en zullen de berekende grondwaterbelasting beïnvloeden. Een bijzondere klasse zijn de zogenaamde ruimtelijk verdeelde grondwaterbelastingsmodellen. Deze modellen kunnen de ruimtelijke patronen van de grondwaterbelasting simuleren. Ze kunnen dus plaatsafhankelijke beheersmaatregelen ondersteunen. In deze bijdrage worden dan ook twee verschillende types van ruimtelijk verdeelde grondwaterbelastingsmodellen beschreven. Het betreft hier procesgebaseerde modellen en meta-model gebaseerde modellen. De twee modeltypes worden voorts functioneel met elkaar vergeleken en geïllustreerd voor de regionale voorspelling van de grondwater belasting door gewasbeschermingsmiddelen. Deze vergelijking wordt tenslotte afgerond met een kritische noot over de validatie van ruimtelijk verdeelde grondwaterbelastingsmodellen.

Ruimtelijk verdeelde modellen voor de berekening van grondwaterbelasting door agro-chemicaliën

Algemeen wordt aangenomen dat de belasting van grondwater door agro-chemicaliën een sterk ruimtelijk verdeeld proces is. De belasting van grondwater wordt bepaald door de ruimtelijke variabiliteit van de bodemprocessen, van de hydrogeologische randvoorwaarden, van de gewasontwikkeling, van de klimatologische randvoorwaarden, en van het land- en plantbeheer. Om die ruimtelijke dynamiek concreet in kaart te brengen wordt gebruik gemaakt van een ruimtelijk verdeeld model. Hierbij wordt de variabele ruimte van het terrestrisch ecosysteem onderverdeeld in een verzameling van homogene blokken. Ieder blok wordt op zijn beurt gekarakteriseerd door effectieve homogene parameters. Voor ieder blok kan een effectief lokaal puntmodel ingezet worden. Met behulp van geografische informatie systemen (GIS) kunnen de homogene entiteiten bekomen worden door de superpositie van kaarten van de onderliggende relevante parameters en variabelen. Indien er een puntmodel bestaat, dat voldoende gevalideerd werd, kan een kaart van de regionale belasting bekomen worden door een ruimtelijke integratie te maken binnen een GIS kader. De correctheid van de procedure staat en valt met de correctheid van het paradigma van het ruimtelijk verdeeld model. De correctheid wordt eveneens bepaald door de kwaliteit van het puntmodel.

In deze context kunnen verschillende modeltypes gebruikt worden als puntmodel, die elk zullen verschillen in performantie en graad van implementeerbaarheid. In de onderliggend paragrafen worden twee modeltypes voorgesteld: procesgebaseerde en metamodel gebaseerde modeltypes.

Proces gebaseerde modellen

Proces gebaseerde modellen berekenen de mogelijke belasting van grondwater op basis van conceptuele modellen. Deze zijn op hun beurt gebaseerd op algemeen aanvaarde fysische, biologische en chemische wetmatigheden die het gedrag van de agro-chemicaliën in het bodemplantstelsel bepalen. Er wordt bijvoorbeeld gebruik gemaakt van de wet van Darcy om het stromingsgedrag van water in bodems te beschrijven. Deze laatste berekent water fluxen in functie van een bodem hydraulische geleidbaarheidskarakteristiek en een hydraulische potentiaalgradiënt. In combinatie met de vergelijking van behoud van massa kan vervolgens een stromingsvergelijking voor water in de bodem bekomen worden in de vorm van niet lineaire partiële differentiaalvergelijking. Een klassiek voorbeeld is de Richardsvergelijking:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\text{div}[-k(h) \cdot \nabla H] - S_w \quad [1]$$

waarbij θ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) het volumetrisch vochtgehalte van de bodem is; H (m) de hydraulische potentiaal; h (m) de zuigspanning; $k(h)$ (m s^{-1}) de hydraulische geleidbaarheid van de bodem; en S_w (s^{-1}) de wateropname door de plantenwortels voorstelt.

De agrochemicaliën in oplossing worden meegevoerd met de waterstroming in de bodem. De microscopische variatie aan water snelheden in de poriën veroorzaakt mechanische dispersie en de concentratiegradiënten drijven diffusie. Het geheel wordt hydrodynamische dispersie genoemd. Er kan vervolgens rekening worden gehouden met de mogelijk verdeling van de stof tussen de verschillende bodemfases en de mogelijke transformatie die gestuurd wordt door biologische en chemische processen. Op basis van thermodynamische beschouwingen kan de concentratie van opgeloste stoffen geformuleerd worden als:

$$\frac{\partial [\rho \cdot s]}{\partial t} + \frac{\partial [\theta \cdot C]}{\partial t} = \text{div}[\theta \cdot D \nabla C - J_w \cdot C] - S_s \quad [2]$$

waarbij C (kg m^{-3}) de residentiële concentratie van de opgeloste stof in de vloeibare fase van de bodem; ρ (kg m^{-3}) de bulk densiteit van de bodem; s (kg kg^{-1}) de massa stof geabsorbeerd op de vaste fase van de bodem; D ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$) de schijnbare hydrodynamische dispersie constante van de bodem; J_w (m s^{-1}) de bodemwaterflux; en S_s ($\text{kg m}^{-3} \text{s}^{-1}$), de opname en transformatie-term voor de opgeloste stof. Deze laatste term bevat bijvoorbeeld de degradatie van de opgeloste stof.

Een overzicht van puntmodellen die op basis van bovenstaande vergelijkingen mogelijk belasting van grondwater op lokaal niveau kunnen berekenen wordt gegeven door Vanclooster et al. (2004). Een moeilijkheid bij het gebruik van deze proces gebaseerde puntmodellen is de niet-lineairiteit van de stroomvergelijkingen. De hydraulische karakteristieken van de bodem bijvoorbeeld hangen af

van het vochtgehalte (een toestandsvariabele) van de bodem zelf. Hiervoor zijn numerieke algoritmes nodig om de berekeningsfouten onder controle te houden. Een andere moeilijkheid bij het gebruik van dergelijke procesmodellen is de complexiteit van de parameterisatie. Op regionale schaal wordt dit een zeer lastige zaak. Recent werden echter verschillende strategieën ontwikkeld die de parametrisatie op een indirecte manier toelaten. Het gebruik van pedotransferfuncties die modelparameters berekenen op basis van de informatie die regionaal schaal beschikbaar is, zoals de Belgische bodemkaart, is hier een voorbeeld van. Dankzij dergelijke indirecte parametrisatietechnieken kunnen proces gebaseerde puntmodellen ruimtelijk geïntegreerd worden binnen een GIS kader. Dit maakt de berekening van grondwaterbelasting op regionale schaal mogelijk.

Voorbeeld: Het EuroPEARL model om de potentiële belasting van grondwaterlichamen door gewasbeschermingsmiddelen op Europese schaal te berekenen

Als voorbeeld wordt hier het EuroPEARL model vermeld (Tiktak et al., 2004). Dit model werd ontwikkeld om de mogelijke uitspoeling van gewasbeschermingsmiddelen uit de wortelzone van landbouwpercelen op Europees niveau te simuleren. Het EuroPEARL model koppelt het procesgebaseerd en lokaal uitspoelingsmodel PEARL (Leistra et al., 2001) met een geografische databank van bodem-, gewas- en klimaatparameters voor Europa. Het puntmodel beschrijft het gedrag van gewasbeschermingsmiddelen in het bodem-gewas systeem op basis van mechanistische concepten. Het puntmodel werd reeds menigmaal getoetst (zie bv. Vanclooster et al., 2000). In EuroPEARL wordt de ruimtelijke variabiliteit van de onderliggende parameters beschreven m.b.v. 1 445 unieke bodem-klimaat-land combinaties, die op hun beurt bekomen worden door de combinatie van de Europese bodemkaart op schaal van 1:1000 000, een klimaatskaart en landgrenskaart. De unieke combinaties worden vervolgens gekoppeld aan een gebiedsdekkend raster met een pixelgrootte van 10 x 10 km². Voor het schatten van de model parameters op regionale schaal worden pedotransferfuncties en generieke parameter waarden gebruikt. De randvoorwaarden worden gedefinieerd met behulp van tijdsreeksen zoals die onder andere gebruikt worden voor het inschatten van de landbouwproductie in de Europese Unie. Parameterwaarden voor de retentie en omzetting van de actieve stof in het bestrijdingsmiddel worden verkregen uit de registratiedossiers. In de figuur 1, worden de resultaten van een dergelijke model berekening weergegeven voor een actieve stof gekarakteriseerd door een half-waarde tijd van 60 dagen en een distributie konstante op de organische stof van 60 liter per kg. De ruimtelijke verspreiding van de mogelijke uitspoeling wordt vooral bepaald door het ruimtelijk patroon van de organische stof en in minder mate door deze van de bodemtextuur en klimatologie. De gene-

eerde kaart laat toe mogelijk kwetsbare zones van grondwater lichamen te identificeren voor dit product. Dergelijke kaart is onontbeerlijk voor het voorstellen van ruimte afhankelijke beheersmaatregelen.

Metamodellen

De bovenvermelde proces gebaseerde puntmodellen toegepast op regionale schaal worden gekenmerkt door een grote graad van complexiteit. Het parameteriseren en doorrekenen van het model voor een lange tijdsreeks en voor een ruime verzameling van unieke plots is dan ook een rekenintensieve oefening die een snelle kartering van de grondwaterbelasting onmogelijk maakt. Bovendien worden procesberekeningen meegesleurd die de ruimtelijke patronen niet zullen beïnvloeden. Om hier een mouw aan te passen worden metamodellen van de proces gebaseerde modellen opgesteld. Metamodellen zijn eenvoudige modellen die gecalibreerd worden op basis van de resultaten van het volledige gedetailleerd proces gebaseerd model (Pineros-Garcet et al., 2006). Men poogt de kracht van de procesmodellen te integreren in deze metamodellen om een snelle en robuuste analyse uit te voeren. Deze modellen houden alleen rekening met parameters die regionaal beschikbaar zijn en die de ruimtelijke patronen van de grondwaterbelasting gevoelig beïnvloeden. Metamodellen kunnen de vorm aannemen van puur statistische relaties, maar ook van vereenvoudigde procesgebaseerde modellen. Door het invoeren van de reductie van de modelcomplexiteit wordt de onzekerheid op de modelvoorspelling groter wanneer een metamodel gebruikt wordt. De kunst bestaat erin die supplementaire onzekerheid onder controle te houden.

Voorbeeld: Het MetaPEARL model om potentiële belasting van grondwaterlichamen door gewasbeschermingsmiddelen te berekenen

Als voorbeeld wordt hier het metamodel voor EuroPEARL, het zogenoemd MetaPEARL model, voorgesteld (Tiktak et al., 2006). Op basis van simulatieresultaten van het EuroPEARL model voor een brede waaier van actieve stoffen werd een regressievergelijking opgesteld dat het met EuroPEARL berekend uitspoelingspercentiel van toegepaste actieve stoffen koppelt aan parameters die op regionale schaal beschikbare zijn. Het berekend uitspoelingspercentiel is een indicator voor de grondwaterbelasting. Als regressievergelijking werd een vereenvoudigde vorm van de analytische oplossing van de stofstroom vergelijking voorgesteld:

$$C_L = C_0 \cdot \exp\left(-\frac{\mu(\theta + \rho \cdot f_{om.kom}) \cdot L + g \cdot S \cdot L}{q}\right) \quad [3]$$

waarbij C_L (kg m⁻³) het 80-percentiel is van de grondwaterbelasting; C_0 (kg m⁻³) de toegediende actieve stof aan het bodemoppervlak; μ (s⁻¹), de eerste orde afbraakconstante van de actieve stof,

die berekend kan worden op basis van de activeringsenergie en referentie halfwaardetijd van het product; θ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) het gemiddelde bodemvochtgehalte in de bodemkolom; ρ (kg m^{-3}) de bodem bulk densiteit; f_{om} (-) de fractie organische stof in de bodem; k_{om} ($\text{m}^3 \text{kg}^{-1}$) de organische stof distributie constante; L (m) de gemiddelde diepte tot aan de water tafel; S (s^{-1}) de water opname door planten; en g (-) de transpiratie stroom factor.

In tegenstelling tot het procesgebaseerd referentie-model EuroPEARL, berekent MetaPEARL de grondwaterbelasting indicator quasi rechtstreeks in functie van parameters die in GIS data bestanden beschikbaar zijn. De kartering van de grondwaterbelasting kan dan ook zeer snel uitgevoerd worden. Resultaten van MetaPEARL worden voor dezelfde actieve stof als voor EuroPEARL weergegeven in Fig. 1. Hierbij valt het op dat de ruimtelijke patronen van de berekende grondwaterbelasting met beide methodes zeer sterk overeenkomen.

Eénmaal een metamodel opgesteld is, kan deze gemakkelijk ingezet worden voor predictie en extrapolatie. Als voorbeeld wordt in Fig. 2 de potentiële grondwaterbelasting kaart voor een mogelijk actief product weergegeven, berekend voor 25 landen van de Europese Unie, op basis van het metamodel dat gecalibreerd werd op een deel regio.

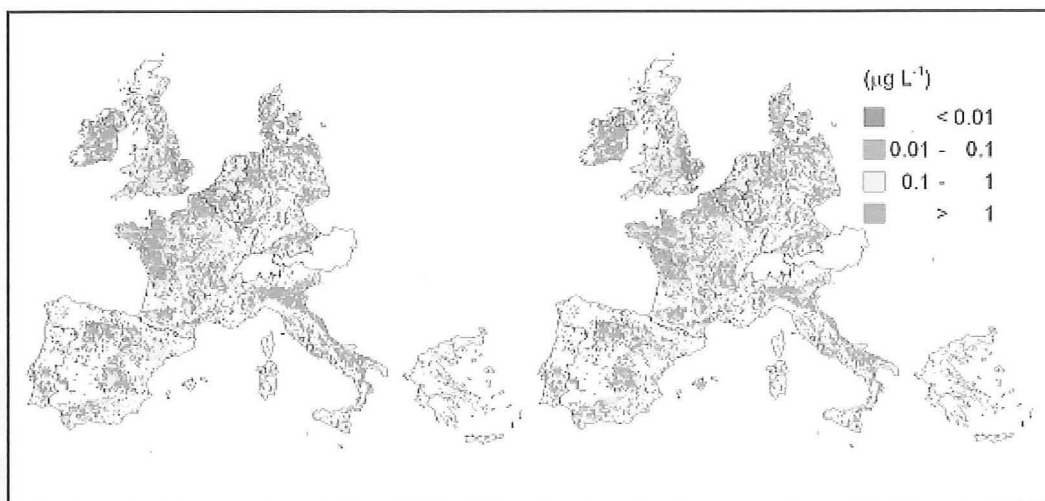
Discussie

De twee voorgestelde model types voor het berekenen van grondwaterbelasting op lokaal niveau verschillen. In tabel 1 worden beide model types geëvalueerd in functie van een reeks indicatoren die de modeltypologie bepalen. Procesgebaseerde modellen kunnen beschouwd worden als de referentiemodellen, gezien ze op fundamentele fysische, biologische en chemische wetmatighe-

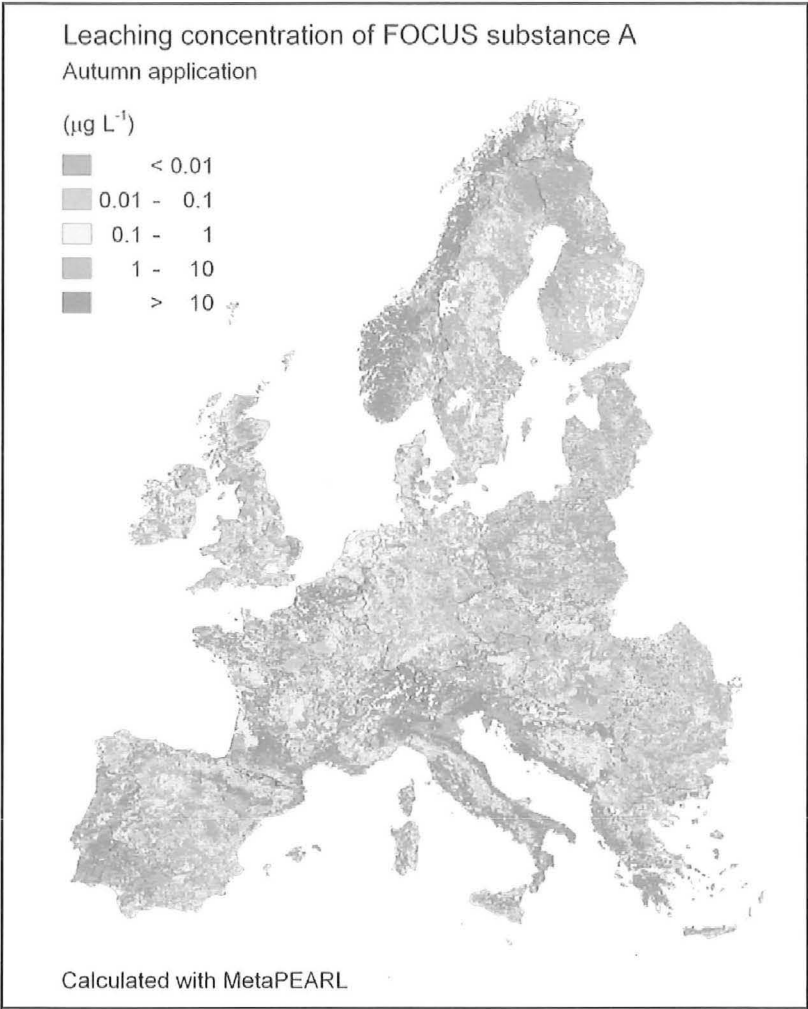
den gebaseerd zijn. Bovendien kunnen deze op lokaal niveau gevalideerd worden. Metamodellen worden bekomen op basis van modelreductie technieken en zal dus aan een supplementaire fout, de metamodelleringsfout, onderworpen zijn. De metamodelleringsfout zal vermoedelijk afhankelijk zijn van de specifieke toepassing. De resultaten in de Fig. 1 suggereren echter dat deze fouten voor het karteren onder controle blijft. Gezien de compatibiliteit van metamodellen met gegevens in beschikbare GIS bestanden, en gezien de eenvoudige manier waarop grondwaterbelasting berekend kan worden, zullen metamodellen wellicht aan belang toenemen in risico-evaluatie en kartering van grondwaterbelasting door agro-chemicaliën.

Er dient echter een kritische noot geformuleerd te worden over de validatie van de regionale grondwaterbelasting modellen. In tegenstelling tot de lokale puntmodellen werden in de literatuur weinig studies gerapporteerd over de validatie van ruimtelijk verspreide modellen voor de voorspelling van diffuse verontreiniging door gewasbeschermingsmiddelen. In een recente studie, (Sulmon et al., 2006), worden verschillende validatie strategieën voorgesteld die aangewend zouden kunnen worden om het validatie niveau van de ruimtelijk verdeelde grondwater belasting modellen te verhogen. Hierbij wordt verwacht dat door de implementatie van de KRW en dus de verplichting van de lidstaten om grondwaterlichamen op een meer gedetailleerde manier te monitoren, betere gegevensbestanden gegenereerd zullen worden over de ruimtelijke verdeling van de grondwater kwaliteit. Uiteraard moeten de monitoringsstrategie aangepast worden aan de validatie criteria voor diffuse modellen Deze gegevens kunnen dan ook aangewend worden om de gemeten grondwaterbelasting te confronteren met gegevens bekomen met ruimtelijk verdeelde modellen en aldus dergelijke modellen beter te valideren.

Figuur 1: Voorbeeld van een gebiedsdekkende potentiële belastingskaart van het grondwater door gewasbeschermingsmiddelen berekend met EuroPEARL (links) en MetaPEARL (rechts). De voorgestelde indicator is het 80 percentiel van de jaarlijks gemiddelde uitspoeling van de actieve stof berekend voor een tijdsreeks van 20 jaar voor een product gekenmerkt door een halfwaardetijd van 60 dagen en een organische stof adsorptie constante van 60 liter /kg. (Bron: Tiktak et al., 2007).



Figuur 2: Voorbeeld van een gebiedsdekkende potentiële belastingskaart van het grondwater door gewasbeschermingsmiddelen berekend met MetaPEARL voor de regio van de Europese Unie 25. De voorgestelde indicator is het 80 percentiel van de jaarlijks gemiddelde uitspoeling van de actieve stof berekend voor een tijdsreeks van 20 jaar voor een product gekenmerkt door een halfvaaarde tijd van 60 dagen en een organische stof adsorptie constante van 60 liter /kg.



Besluiten

Ondanks de inspanningen die tot dusverre geleverd zijn om de verontreiniging van het grondwater met agro-chemicaliën terug te brengen, blijft in een groot deel van de grondwater lichamen in

Europa de grondwaterbelasting uit de landbouw te hoog. Hierdoor is de kans heel reëel dat voor een groot deel van grondwaterlichamen in Europa de KRW doelstellingen niet gehaald zullen worden binnen de voorgestelde termijn, dat wil zeggen uiterlijk 2015. Om verdere maatregelen te nemen en duurzaam grondwaterbeheer mogelijk te maken dient de ruimtelijke verspreiding van de belasting van grondwater door agro-chemicaliën op kwantitatieve manier begroot te worden. Mathematische modellen die de ruimtelijk verdeelde grondwaterbelasting simuleren zijn dan ook geschikte technieken om duurzaam grondwaterbeheer te ondersteunen. In dit artikel werden twee verschillende types van ruimtelijk verdeelde belastingsmodellen voorgesteld, geïllustreerd en functioneel met elkaar vergeleken: procesgebaseerde modellen en metamodellen. Beide modeltypes kunnen de kwetsbaarheid van grondwaterlichamen voor verontreiniging door agro-chemicaliën op regionale schaal in kaart brengen. Metamodellen zijn echter eenvoudiger en volledig parametrizeerbaar op basis van gegevens beschikbaar in huidige GIS systemen. Ze kunnen dan ook snel ingezet worden om regionale risico-analyse uit te voeren. De auteurs zijn er echter van overtuigd dat in de nabije toekomst meer aandacht moet besteed worden aan de validatie van ruimtelijke verspreide grondwater verontreinigings modellen. Hierbij wordt verwacht dat de verrijking van het gegevensarchief over de grondwater kwaliteit dat bekomen zal worden door het implementeren van de KRW de nodige gegevens zal aanleveren die dergelijke validatie mogelijk maken.

Referenties

1. EU commission, 2007. Towards sustainable water management in the European Union. First stage of the implementation of the Water Framework Directive. EU commission, Sec (2007), 362

2. Leistra, M., van der Linden, A.M.A., Boesten J.J.T.I., Tiktak A. , and van den Berg, F, 2001. PEARL model for pesticide behavior and emissions in soil-plant systems: description of the processes in FOCUS PEARL version 1.1.1.

Tabel 1: Typologie indicatoren voor procesgebaseerde modellen en metamodellen voor berekening van de grondwater belasting door agro-chemicaliën.

Model indicator	Procesgebaseerd model	Metamodel
Proces conceptualisatie	Hoog	Laag
Rekentijd	Hoog	Laag
Parametriseerbaarheid	Moeilijk	Eenvoudig
Compatibiliteit met gegevens beschikbaar in regionale data bestanden	Indirect	Direct
Validatieniveau	Gekend	Weinig gedocumenteerd

- Wageningen, the Netherlands - Bilthoven, the Netherlands, Alterra - RIVM.
3. Pineros-Garcet, J.D., Ordonnez, A., Roosen, J., and Vanclooster, M., 2006. Metamodelling: theory, concepts and application to nitrate leaching modelling. *Ecological modelling*, 193: 629-644.
 4. Sulmon, R.P., Leterme, B., Pinte, D., Vanclooster, M., and Bogaert, P., 2006. Can groundwater vulnerability models be validated? In: Laftouhi, N (ed.). *Gestion intégrée des ressources en eau et défi au développement durable (GIRE3D)*. Marrakech, Maroc, May 2006.
 5. Tiktak, A., Boesten, J.J.T.I., Van der Linden, A.M.A., and Vanclooster, M., 2006. Mapping the vulnerability of European groundwater to leaching of pesticides with a process based meta-model of EuroPEARL. *Journal of Environmental Quality*, 35: 1213-1226.
 6. Tiktak, A., De Nie, D.S., Pineros-Garcet, J.D., Jones, A., and Vanclooster, M., 2004. Assessing the pesticide leaching risk at the pan European level: the EuroPEARL approach. *Journal of Hydrology*, 289: 222-238.
 7. Vanclooster, M., Boesten, J., Tiktak, A., Jarvis, N., Kroes, J., Clothier, B.E., and Green, S., 2004. On the use of unsaturated flow and transport models in nutrient and pesticide management. In: R. Feddes, G. De Rooij, and J. Van Dam (Editors), *Unsaturated zone modelling: progress, challenges and applications*. Kluwer Academic Publishers, pp. 331-361.
 8. Vanclooster, M., Boesten, J., Trevisan, M., Brown, C., Capri, E., Eklo, O.M., Gottesbüren, B., Gouy, V., and van der Linden, A.M.A., 2000. A European test of pesticide-leaching models: methodology and major recommendations. *Agricultural Water Management*, 44: 1-21.

M. Vanclooster¹ en A. Tiktak²

¹ *Université catholique de Louvain
Department of environmental sciences and land use planning
Croix du Sud 2,
B-1348 Louvain-la-Neuve, BELGIË
Email: Marnik.Vanclooster@uclouvain.be*

² *Milieu- en Natuurplanbureau (MNP)
Postbus 303,
3720 AH Bilthoven, NEDERLAND
Email: aaldrik.tiktak@mnp.nl*

Evolutie van de nitraatstikstofreserve van akkerbouwpercelen in het voorjaar na abstractie van de weerseffecten

De hoogte van het najaarsnitraatresidu in akkergronden bepaalt in grote mate het risico op nitraatuitspoeling naar het grondwater. Weersinvloeden en perceelsgebonden factoren bemoeilijken de interpretatie van nitraatresidu's in de bodem, en laten niet toe om eenduidige conclusies te trekken met betrekking tot het al dan niet gunstig evolueren van de hoogte van deze residu's.

In het volgende onderzoek werd getracht om klimaatseffecten op het voorjaarsnitraatgehalte in de bodem te identificeren en te isoleren, met het oog op een uitzuivering van de jaarlijkse schommelingen. Dit moet het mogelijk maken om de evolutie die sinds 1989 plaatsvond op een meer nauwkeurige wijze te begroten.

De Bodemkundige Dienst van België bemonstert jaarlijks in opdracht van de Belgische landbouwbedrijven tijdens de winterperiode en in het vroege voorjaar landbouwpercelen om de optimale N-bemesting te bepalen voor de volgende teelt, a rato van ongeveer 20 000 stalen per jaar, en heeft in de loop van de voorbije jaren hierover een uitgebreide databank opgebouwd.

De voorjaarsnitraatstikstofreserve wordt door een groot aantal factoren bepaald waaronder het nitraatresidu in het voorgaande najaar en de uitspoeling tijdens de winterperiode. De omvang van de nitraatuitspoeling hangt in hoge mate samen met de weersomstandigheden en vooral met het neerslagoverschot in de periode voorafgaand aan de staalname. Het nitraatresidu in het najaar wordt o.a. beïnvloed door de N-benutting van de voortelt welke in relatie staat tot eventuele droogte tijdens het voorgaande teeltseizoen.

In het huidige verkennend onderzoek werd per jaar, over de periode van 1989 tot 2007, de gemiddelde voorjaarsnitraatstikstofreserve in de bodem in het profiel in de bodemlagen tussen 0 en 90 cm onder maaiveld berekend. Via multiple regressie werd het verband gezocht tussen de gemeten nitraatreserves en het neerslagoverschot van de maanden oktober tot februari, evenals het neerslagtekort van de voorgaande zomer. Het jaartal (1989 = 1, 1990 = 2, enz..) werd eveneens betrokken in de analyse.

*Een model dat de voorjaarsnitraatstikstofreserve in het bodemprofiel verklaart op basis van het neerslagoverschot in de periode van oktober tot februari, de droogte van de 3 voorgaande zomers, en het jaartal, blijkt zeer significant te zijn ($R^2 = 0.75$ ***).*

Na verrekening van de weersinvloeden blijkt dat de gemeten voorjaarsnitraatstikstofreserve in de bodem afnam met gemiddeld 1.7 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$.jaar. Over de periode van 18 jaar betekent dit een vermindering met 31 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$. Verklaringen hiervoor kunnen o.m. gezocht worden in verbeterde teeltmaatregelen zoals de meer voorkomende inzaai van groenbemesters, meer accurate stikstofbemesting en verschuiving van het drijfmestgebruik naar het voorjaar.

Inleiding

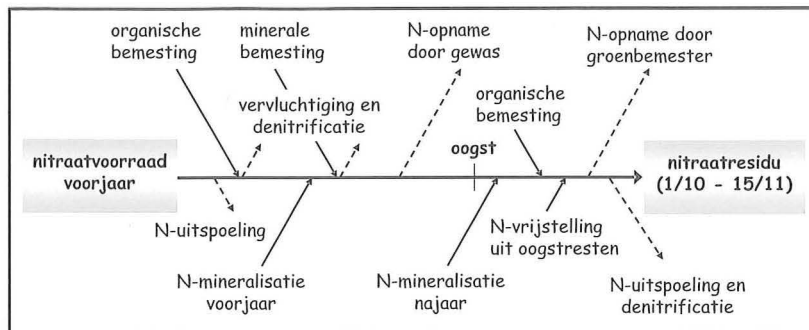
Om tegemoet te komen aan de Europese Nitraatrichtlijn, die de lidstaten er toe verplicht de nodige actie te ondernemen om verontreiniging van grond- en oppervlaktewater door nitraten vanuit de landbouw tegen te gaan, werden door de Vlaamse overheid drie achtereenvolgende Mestactieplannen (MAP) uitgewerkt en geïmplementeerd. Het huidige Vlaams beleid ter zake steunt op drie pijlers: afbouw van de mestproductie, mestexport en een meer rationeel mestgebruik.

Nitraatresidu's, dit zijn de nitraten die aanwezig blijven in het bodemprofiel van 0 - 90 cm na de oogst in het najaar, zijn een goede indicator voor het uitspoelingsrisico door neerslagoverschotten tijdens de winter. Beperking van dit residu is dan ook één van de doelstellingen van het mestdecreet, en sinds 2000 worden de Vlaamse landbouwers onder andere via beheersovereenkomsten aangespoord om de hoeveelheden

nitraat in de bodem zo laag mogelijk te houden. In dit kader voert de Bodemkundige Dienst van België jaarlijks een groot aantal staalnames uit in de periode van 1 oktober tot 15 november, de zogenaamde **EVANIR** stalen (**EVA**luatie **NI**traat-**Residu**). Hierbij wordt naast de rapportering van het nitraatresidu ook een evaluatie gegeven van het gemeten cijfer in relatie tot specifieke perceelsgegevens zoals koolstofgehalte van de bouwlaag, teelt- en teeltrotatie. De najaarsnitraatresiducijfers verschillen sterk van jaar tot jaar en op basis van de ruwe data kunnen vooralsnog geen eenduidige conclusies worden getrokken met betrekking tot de eventuele meerjarige evolutie van de residu's. Dit enerzijds omwille van de relatief korte periode waarover deze analyses beschikbaar zijn en anderzijds omwille van de invloed van de weerseffecten die een sterke ruis veroorzaken.

Met betrekking tot de voorjaarsgehalten aan nitraatstikstof beschikt de Bodemkundige Dienst

Figuur 1: Schematische voorstelling van de belangrijkste processen van de stikstofcyclus op perceelsniveau en de factoren die het nitraatresidu beïnvloeden.



van België over een zeer uitgebreide databank die opgebouwd werd op basis van de duizenden stalen die jaarlijks worden genomen met het oog op het formuleren van een specifiek stikstofbestedingsadvies volgens de N-Indexmethode. De nitraatvoorraad in het voorjaar wordt niet alleen bepaald door de hoogte van het najaarsnitraatresidu en het uitspoelingsrisico in de winterperiode maar ook door de maatregelen die werden getroffen om de uitspoeling te beperken. Beleidsmatig zou het bijzonder interessant zijn om deze weersgebonden effecten te scheiden van de impact van deze maatregelen.

In Figuur 1 worden op een tijdslijn de belangrijkste processen van de stikstofcyclus of de stikstof-economie op perceelsniveau aanschouwelijk gemaakt. Deze figuur wordt reeds meerdere jaren door Bodemkundige Dienst van België gebruikt om de telers te sensibiliseren omtrent de N-problematiek.

Naar analogie met de gegevens in de publicatie 'De chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareal' (Vanden Auweele W. et al., 2004) werd in het huidige onderzoek per jaar, over de periode van 1989 tot 2007, de gemiddelde voorjaarsnitraatstikstof-reserve in het bodemprofiel van 0 tot 90 cm onder maaiveld berekend. In dit verkennend onderzoek werd geen onderscheid gemaakt naar teelt of bodemtype. Via multiple regressie werd het verband gezocht tussen de gemeten nitraat-reserves en het neerslagoverschot van de maanden oktober tot februari, evenals het neerslagtekort van de voorgaande zomer (april tot en met september) of het gecumuleerd neerslagtekort van de twee of drie voorgaande zomers. Het jaartal (1989 = 1, 1990 = 2, enz..) werd eveneens betrokken in de analyse. De bijdrage van deze laatste factor tot de regressie, indien statistisch significant, geeft een inschatting van de gemiddelde jaarlijkse daling of stijging van de voorjaarsnitraatstikstofreserve, na aftrek van de weerseffecten.

In een vergelijkbaar onderzoek in Nedersaksen vonden Sweigert et al. (2004) een sterke correlatie tussen het nitraatresidu (0-90 cm) in het bodemprofiel (gemiddelde staalnamedatum 9 november) en het neerslagoverschot tijdens de periode van 1 oktober tot aan de staalnamedatum. Ook

de temperatuur in oktober had een significante invloed op het nitraatresidu. Na het wegfilteren van de weerseffecten via de techniek van multiple regressie werd voor de onderzoeksperiode (1992-2002) een significante daling van het nitraatresidu berekend van gemiddeld 3 kg N/ha/jaar, daar waar uit de ruwe data (dit is zonder aftrek van weerseffecten) geen eenduidige conclusies konden getrokken worden met betrekking tot enige evolutie van de hoogte van het residu.

Materiaal en methoden

De Bodemkundige Dienst van België bemonstert jaarlijks in opdracht van de landbouwbedrijven tijdens de winterperiode en in het vroege voorjaar landbouwpercelen om de optimale N-bestedingsdosis te bepalen voor de volgende teelt. De bemestingsadviezen worden opgesteld aan de hand van de N-indexmethode (Geypens et al., 1994) op basis van 18 factoren. Hiertoe worden in de vroege voorjaarsperiode jaarlijks meer dan 20 000 grondstalen genomen van 3 bodemlagen, 0 - 30 cm, 30 - 60 cm en 60 - 90 cm onder maaiveldniveau, waarop onder meer het nitraatgehalte wordt bepaald.

In vergelijking met de stalen die genomen worden in het kader van de EVANIR campagnes, zijn van het N-Indexonderzoek gegevens over een langere periode (meer dan 25 jaar) beschikbaar en zijn de jaarlijks bemonsterde percelen afkomstig van een groter geografisch gebied.

In het kader van de huidige studie werd gebruik gemaakt van de volgende gegevens:

Nitraatreserve in het voorjaar op akkerbouwgronden:

- N-Index stalen van de periode: 1989 – 2007
- Periode bemonstering bodem: 15 januari – 15 maart
- $\text{NO}_3\text{-N}$ in kg/ha van 0-90 cm van akkerbouwpercelen, voornamelijk suikerbietenpercelen en graanpercelen

Meteodata:

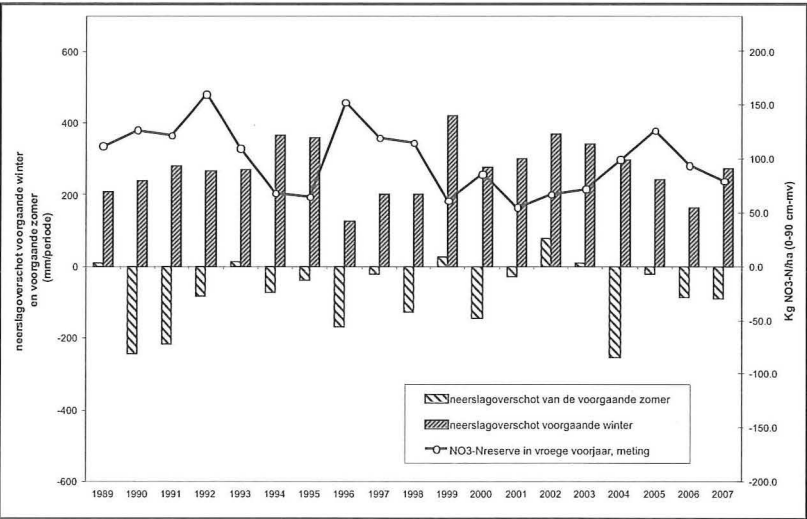
- Neerslaggegevens: dagwaarden Melsbroek (KMI)
- ET₀: Penman-Monteith
- Potentieel neerslagoverschot = $\sum R - \sum \text{ET}_0$
- Winter = oktober tot februari
- Zomer = april – september
- Temperatuur = gemiddelde T° oktober

Deze data worden grafisch weergegeven in volgende tabellen en figuren. In Figuur 2 worden de neerslagoverschotten van de voorgaande zomer in rekening gebracht. In Figuur 3 en in Figuur 4 betreft het de gecumuleerde neerslagoverschotten van respectievelijk de twee en de drie voorgaande zomers (in feite betreft het hoofdzakelijk negatieve overschotten, dus deficiten). De drie figuren verschillen onderling dus enkel wat betreft de neerslagoverschotten in de zomer.

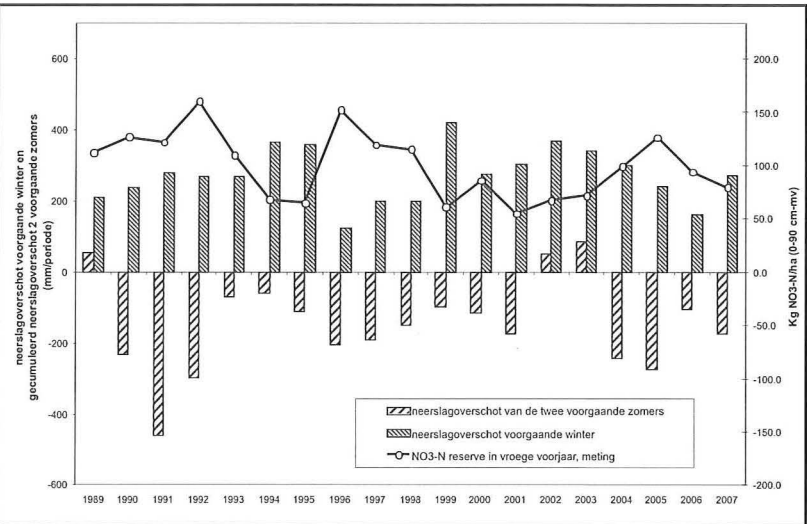
Tabel 1: Basisgegevens voor de regressieanalyse

Jaar	N-residu voorjaar	Gemiddelde t° oktober	Neerslagoverschot			
			voorgaande winter	voorgaande zomer	2 voorgaande zomers	3 voorgaande zomers
	kg NO ₃ -N/ha	°C	mm	mm	mm	mm
1989	112.0	11.3	209	11	56	-29
1990	126.7	12.7	239	-244	-233	-188
1991	121.9	12.6	279	-215	-459	-448
1992	160.2	10.6	268	-82	-297	-541
1993	109.8	8.4	269	14	-68	-283
1994	68.2	9.3	367	-73	-59	-141
1995	64.9	13.9	358	-36	-110	-95
1996	152.3	13.9	125	-167	-203	-276
1997	119.3	10.9	200	-23	-189	-226
1998	115.1	10.4	201	-126	-148	-315
1999	61.1	9.6	420	28	-97	-120
2000	85.9	10.7	277	-144	-116	-241
2001	54.7	11.3	303	-29	-173	-145
2002	67.1	14.4	371	78	50	-94
2003	71.9	10.5	342	8	87	58
2004	99.3	7.9	299	-253	-244	-166
2005	126.1	11.7	243	-21	-274	-265
2006	93.9	14.1	164	-85	-106	-358
2007	79.4	14.0	273	-88	-173	-194

Figuur 2: Basisdata: gemiddelde nitraatstikstofreserve, neerslagoverschot voorgaande winter en voorgaande zomer



Figuur 3: Basisdata: gemiddelde nitraatstikstofreserve, neerslagoverschot voorgaande winter en gecumuleerd overschot van de twee voorgaande zomers



Door toepassing van multiële regressieanalyse op deze jaargemiddelden met behulp van Excel werd het verband bestudeerd tussen de hoogte van het voorjaarsresidu enerzijds en de weersparameters anderzijds. Door ook het jaartal op te nemen als een verklarende variabele werd getracht de gemiddelde jaarlijkse evolutie te isoleren van de weerseffecten. De aldus bekomen cijfers reflecteren de jaarlijkse daling of stijging los van de meteorologische invloeden.

Resultaten

In de regressieanalyses werden de volgende eenvoudige modellen getoetst op hun significantie:

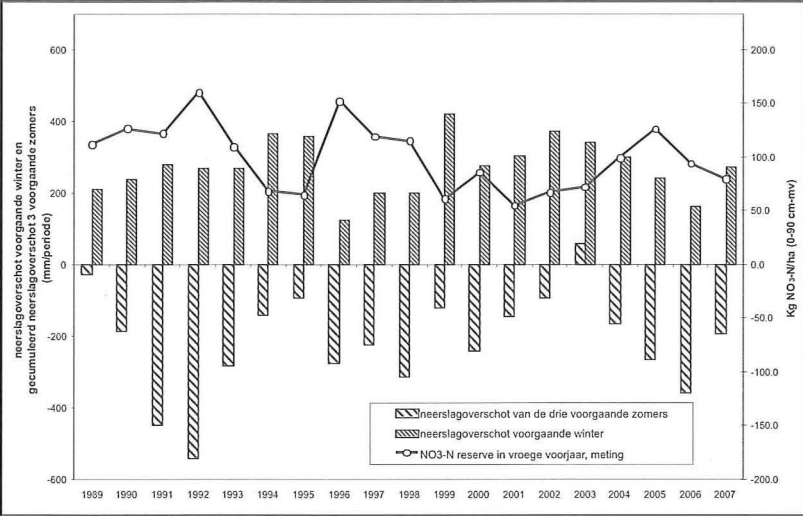
- 1. $N = f(Dw, Dz, Tokt, Jr)$
- 2. $N = f(Dw, Dz, Jr)$
- 3. $N = f(Dw, D2z, Jr)$
- 4. $N = f(Dw, D3z, Jr)$

met:

- N = Voorjaarsnitraatstikstofreserve in kg NO₃-N /ha van 0-90 cm
- Dw = Neerslagoverschot winter (mm)
- Dz = Neerslagoverschot voorgaande zomer (mm)
- D2z = Gecumuleerd neerslagoverschot twee voorgaande zomers (mm)
- D3z = Gecumuleerd neerslagoverschot drie voorgaande zomers (mm)
- Tokt = Gemiddelde temperatuur in oktober van het voorgaande jaar
- Jr = Volgnummer jaar

De resultaten van de vier regressieanalyses worden weergegeven in de volgende tabellen.

Figuur 4: Basisdata: gemiddelde nitraatstikstofreserve, neerslagoverschot voorgaande winter en gecumuleerd overschot van de drie voorgaande zomers



Uit regressieanalyse 1 kan in tegenstelling tot de resultaten van het Duits onderzoek met betrekking tot de nitraatresidu's in het najaar (Sweigert et al. 2004) geen significant effect worden afgeleid van de oktobertemperatuur, noch van het neerslagoverschot van de voorgaande zomer. Het neerslagoverschot van de voorgaande winter daarentegen is een duidelijk bepalende factor. De jaarsinvloed komt reeds tot uiting, met een gemiddelde jaarlijkse afname van ongeveer 1,8 kg NO₃-N per hectare.

Ook in model 2 blijkt het zomeroverschot van het voorbije jaar geen significante rol te spelen. Het neerslagoverschot van de voorbije winter blijft een sterk bepalende factor. De jaarlijkse gemiddelde afname in dit model bedraagt ongeveer 1,9 kg NO₃-N per hectare;

In de laatste twee modellen blijft het neerslagoverschot van de voorbije winter een determinerende factor voor het voorjaarsnitraatresidu. Bovendien blijkt het gecumuleerde neerslagtekort van zowel de twee als de drie voorgaande zomers wel een significant effect te hebben.

Volgens deze laatste twee benaderingen wordt de gemiddelde jaarlijkse afname van het voorjaarsnitraatresidu begroot op 1,7 à 1,8 kg NO₃-N per hectare.

Conclusies

In deze verkennende oefening werd getracht het effect van de weersgegevens (neerslagoverschot en temperatuur) op de nitraatstikstofreserve in het voorjaar in akkerbodems via regressieanalyse weg te filteren, om na te gaan of deze in de afgelopen jaren enige duidelijke dalende of stijgende trend vertonen. Basis voor dit onderzoek waren de nitraatgehalten zoals gemeten in het kader van de N-Indexmethode en beschikbaar in de databank van de Bodemkundige Dienst van België voor de periode 1989 – 2007.

De gemiddelde voorjaarsnitraatstikstofreserve in het bodemprofiel 0-90 cm wordt goed (R² = 0,75***) verklaard door:

- het neerslagoverschot van de voorgaande periode oktober – februari
- de neerslagoverschotten in de twee/drie voorgaande zomers
- het jaartal

De eventuele invloed van de oktobertemperatuur daarentegen kon op basis van de uitgevoerde analyse niet aangetoond worden.

Na verrekening van deze weersinvloeden wordt de gemiddelde jaarlijkse afname van de voorjaarsnitraatstikstofreserve in de periode 1989 - 2007 begroot op ± 1,7 kg NO₃-N/ha/jaar.

Model 1: $N = f(Dw, Dz, Tokt, Jr)$
Deze regressieanalyse levert de volgende vergelijking op:
 $N = 208,18 - 0,273 Dw - 0,044 Dz - 1,684 Tokt - 1,791 Jr$
waarbij $R^2 = 0,668$

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	208.178173	40.91578855	5.087966792	0.000165319
Jaar	-1.7907807	0.871440972	-2.054965037	0.059038298
Gemiddelde 1 ^o oktober	-1.6838614	2.551458629	-0.659960307	0.519989837
Voorgaande winter	-0.2729815	0.070883313	-3.851139743	0.00176358
Voorgaande zomer	-0.0437108	0.055133449	-0.79281871	0.441112723

Model 2: $N = f(Dw, Dz, Jr)$
Model 2 levert de volgende vergelijking op:
 $N = 185,69 - 0,259 Dw - 0,048 Dz - 1,880 Jr$
met $R^2 = 0,658$

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	185.6869481	22.21229637	8.359646611	4.98941E-07
Jaar	-1.879518589	0.84465003	-2.225203957	0.041830765
voorgaande winter	-0.259314017	0.066502814	-3.899293907	0.001423277
voorgaande zomer	-0.047552645	0.053783834	-0.884143825	0.390570316

Model 3: $N = f(Dw, D2z, Jr)$
Uit deze regressie vloeit de volgende vergelijking voort:
 $N = 172,68 - 0,244 Dw - 0,078 D2z - 1,76 Jr$
met $R^2 = 0,739$

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	172.6765	19.15253	9.015859	1.92E-07
Jaar	-1.75997	0.736962	-2.38814	0.030524
voorgaande winter	-0.24421	0.056224	-4.34356	0.000579
2 voorgaande zomers	-0.07784	0.032579	-2.38934	0.030453

Model 4: $N = f(Dw, D3z, Jr)$
Dit laatste model levert de volgende vergelijking op:
 $N = 156,99 - 0,214 Dw - 0,083 D3z - 1,67 Jr$
met $R^2 = 0,751$

	Coefficients	Standard Error	t Stat	P-value
Intercept	156.9926304	22.06120652	7.116230486	3.52846E-06
Jaar	-1.671287792	0.724175089	-2.307850432	0.035678559
voorgaande winter	-0.21351855	0.058889357	-3.625757898	0.002490585
3 voorgaande zomers	-0.082576694	0.031913321	-2.587530589	0.02060389



Over de beschouwde periode van 18 jaar betekent dit een vermindering met **31 kg NO₃-N/ha**. Dit is een duidelijk gunstige tendens welke kan wijzen op verbeterde teeltmaatregelen zoals de meer voorkomende inzaai van groenbemesters, een meer accurate stikstofbemesting en een globale verschuiving van het drijfmestgebruik naar het voorjaar.

Terwijl het verband tussen nitraatgehalte in het voorjaar en neerslagoverschot in de voorbije winter vanzelfsprekend is, is het effect van de gecumuleerde neerslagoverschotten/deficieten van de twee of de drie voorgaande zomers minder goed te verklaren (mogelijks gecumuleerde effecten van verminderde N-opname door hoofdteelten en nateelten alsook effecten op de stikstofmineralisatie). Deze eerste benaderende analyse van de beschikbare dataset toont evenwel aan dat de exploratie van de beschikbare gegevens uit de databank van de Bodemkundige Dienst van België een zinvolle oefening is, zelfs bij gebruik van eerder eenvoudige statistische technieken.

Om sterker gefundeerde uitspraken te kunnen doen over de evolutie van de nitraatstikstofreserve in het voorjaar is een meer gedetailleerde exploratie van de databank nodig. Hierbij moeten de weersinvloeden meer in detail bestudeerd worden en dienen ook andere, waaronder niet lineaire, modellen getest te worden. Invloed van andere variabelen zoals grondsoort, koolstofgehalte en teeltgegevens dienen in deze verwerking te worden meegenomen. Tevens zijn er mogelijkheden om een vergelijkbaar onderzoek op te zetten voor de nitraatresidumetingen in het najaar naarmate hiervoor meer gegevens beschikbaar komen, om alzo de effecten van het mestbeleid in kaart te brengen en beter te begroten.

Referenties

Geypens M., Vandendriessche H., Bries J. and Hendrickx G., 1994, The N-index expert system, a tool for integrated N-management. 15th International Congress of Soil Science, Acapulco, Mexico. Volume 5a. p. 165-173.

Vanden Auweele W., Boon W., Bries J., Coppens G., Deckers S., Elsen F., Mertens J., Vandendriessche H., Ver Elst P., Vogels N., 2004. De chemische bodemvruchtbaarheid van het Belgische akkerbouw- en weilandareaal 2000-2003. Bodemkundige Dienst van België-VMM-ALT.

Schweigert, P., N. Pinter, and R.R. van der Ploeg. 2004. Regression analyses of weather effects on the annual concentrations of nitrate in soil and groundwater. J. Plant Nutr. Soil Sci. 167, 309-318.

*F. Elsen,
J. Bries,
E. Bomans,
H. Vandendriessche*

Bodemkundige Dienst van België v.z.w.

*W. de Croylaen 48
3001 Heverlee
Tel. 016/31 09 22
Fax 016/22 42 06*

De hoofdauteur ir. Frank Elsen is productgroepverantwoordelijke van de afdeling Onderzoek en Studies en is gespecialiseerd in bodem-waterplantrelaties.

Simultaan meten van bodemwater- gehalte en elektrische conductiviteit (EC) door middel van TDR

Voor de komst van de Time Domain Reflectometry (TDR) waren de belangrijkste alternatieven om water gehalte in de bodem te meten: het destructief nemen van bodemstalen, het gebruik van de neutronen sonde via "access-tubes" en de gamma-bron voor laboratorium kolommen. De eerste methode is totaal ongeschikt voor langdurige proeven tenzij de veld-oppervlakte voldoende groot is om voldoende ongestoord veld te reserveren gedurende de experimenten. De twee laatste methodes kunnen voor langere tijd gebruikt worden maar hebben als grootste nadeel het risico op radio-actieve straling. Alleen de gamma-methode, zij het in het laboratorium, kon geautomatiseerd worden. Het meten van de elektrische conductiviteit (EC) gebeurde ofwel door staalnames ofwel door permanente meestal 4-electrode sensoren. Het grote voordeel van de TDR is dat eenzelfde sensor kan gebruikt worden om het watergehalte te meten zowel als voor de EC. Deze methode is gebaseerd op de electromagnetische eigenschappen van de bodem en heeft geen gezondheidsrisico's. Ook worden relatief goedkope sensoren gebruikt, die eventueel zelf kunnen gemaakt worden en waarbij de dimensies van de sensor kunnen aangepast worden aan de geometrie. Daarenboven kan er automatisch met een tussenstap van minuten gemeten worden. De TDR is daarom nu de belangrijkste methode geworden om bodemvocht te meten. In principe kan TDR zonder kalibratie gebruikt worden. In deze bijdrage worden de principes en de belangrijkste beperkingen van TDR toegelicht. Vooral de invloed van de EC op de meting van het vochtgehalte wordt kritisch toegelicht. Het simultane meten kan gebruikt worden in doorbraakcurves en impulse-response functies.

Inleiding

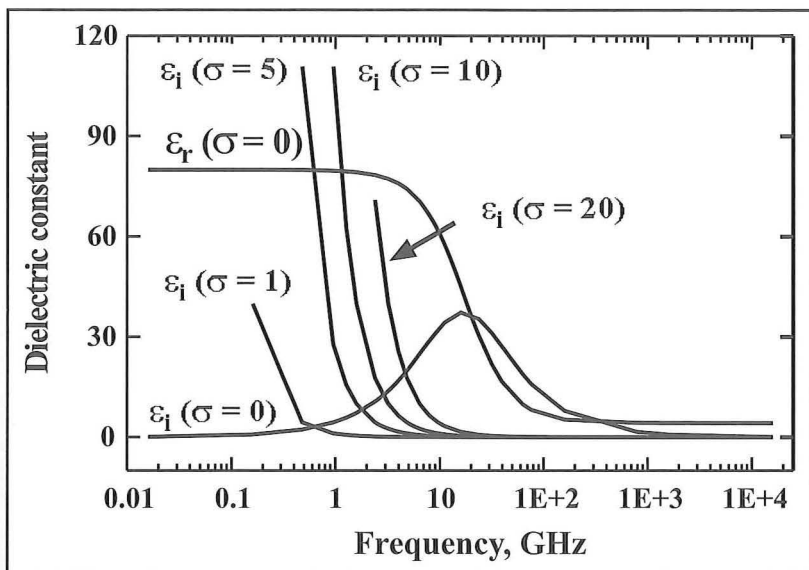
De meest klassieke methodes om het water gehalte (θ) in de bodem te meten zijn het nemen van destructieve gravimetrische stalen en het gebruik van radioactieve methodes zoals neutron/gamma sondes. De eerste methode is goedkoop wat uitrusting betreft maar arbeidsintensief en destructief. De tweede methode heeft als grootste nadeel het risico op radioactieve straling voor de gebruiker. Indirecte methodes zijn ook geprobeerd zoals bvb. de gypsom blokjes, die echter te weinig nauwkeurig zijn en alleen in droge bodems kunnen gebruikt worden. De meest populaire indirecte methode is door middel van tensiometers. Naar watergehalte toe is die eveneens weinig

nauwkeurig en slechts in natte bodems bruikbaar. Tensiometers zijn vooral interessant voor irrigatie daar deze methode de zuigpotentiaal meet waarmee het water in de bodem vastgehouden wordt. De elektrische conductiviteit (EC of σ) kan eveneens door destructieve staalnames gemeten worden. Uit de bodemstaal wordt bodemwater geëxtraheerd waarop de σ_w of EC van het bodemwater gemeten wordt. Deze staalname is niet alleen verstrend maar de resultaten zijn ook moeilijk te vergelijken en te standardiseren. Er bestaan namelijk diverse procedures om het bodemwater uit een bodemstaal te verkrijgen. *In situ* sensoren voor EC bestaan ook, deze laatste bestaan reeds geruime tijd en meten de "bulk" EC of σ_b van de bodem. Bij waterverzadigde bodems bedraagt de verhouding tussen σ_w en σ_b in de orde grootte van 5 tot 1. Bij onverzadigde liggen de verhoudingen verder uiteen (zie figuur 1).

Naast het nadeel om afzonderlijke sensoren voor σ en θ te gebruiken is er ook een evolutie waarbij er nu moderne eisen zijn voor automatische data-logging met korte meet-intervallen in de orde grootte van minuten. Voor dergelijke hogere meet-frekquenties zijn destructieve staalnames niet alleen zeer arbeidsintensief maar ook praktisch onmogelijk.

De methodes gebaseerd op de dielectrische eigenschappen van de bodem hebben hun opmars in de bodemkunde en de hydrologie gemaakt vanaf 1980. De publicatie van Topp et al. (1980) was het startpunt voor de Time Domain Reflectometry (TDR) in de bodemkunde. Later is men verlies aan TDR signaal door EC in de bodem gaan gebruiken om de σ_b te gaan bepalen met dezelfde sensor (Dalton et al, 1984). Het simultaan meten van EC en watergehalte gebruik makend van dezelfde sensor laat ook toe om het transport van in het bodemwater opgeloste stoffen te volgen d.m.v. doorbraak- en impuls/respons-experimenten. Deze metingen zijn belangrijk voor de

Figuur 1: De dielektrische constante van water met zouten in functie van de frekwentie. (σ de elektrische conductiviteit in dS/m, ϵ_i het imaginaire gedeelte, ϵ_r het reële gedeelte van de dielektrische constante)



studie van bodemverontreiniging en nutriënten-beheer.

Theoretische achtergrond

Dielectrische constante van een bodem

Diëlektrische materialen hebben als voornaamste eigenschap dat ze polariseren onder een elektrisch veld en weinig geleiding van elektrische stroom toelaten. Het zijn dus slechte geleiders. De aanwezige elektronen en ionen bewegen zich niet als een stroom doorheen het materiaal zoals bvb in een geleidend materiaal of in een zoute oplossing. Diëlektrica worden o.a. gebruikt als scheiding in condensatoren.

Meer fundamenteel gebruikt men het begrip permittiviteit in farad per meter (F/m). Dit is het vermogen van een materiaal om te polariseren onder invloed van een elektrisch veld. De polarisatie van het materiaal probeert dit veld tegen te werken. De diëlektrische verplaatsing D (of polarisatie) in coulomb per vierkante meter (C/m²) is:

$$D = \epsilon E$$

waarbij ϵ de permittiviteit is en E het elektrische veld in volt per meter (V/m)

De permittiviteit wordt dikwijls vergeleken met die van vacuüm ϵ_0 :

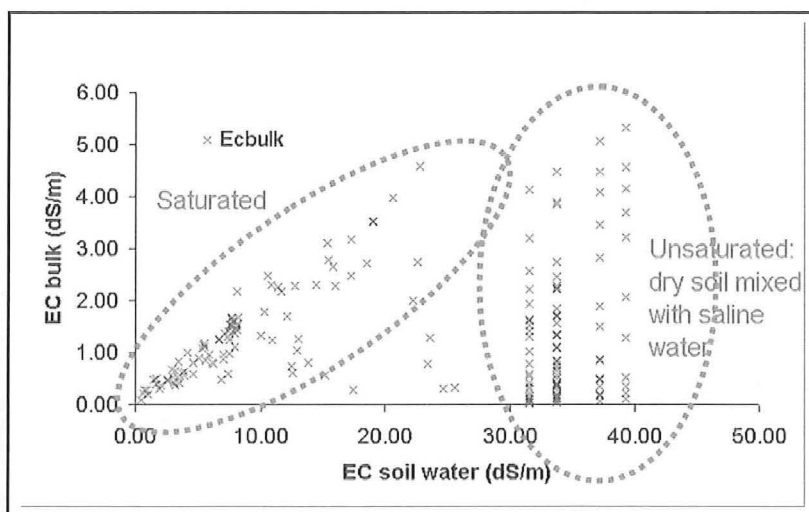
$$\epsilon = \epsilon_0 \epsilon_r$$

De relatieve permittiviteit ϵ_r ten opzichte die van vacuüm wordt meestal de diëlektrische constante genoemd. De diëlektrische constante voor vacuüm is dus 1.

De permittiviteit in vacuüm kan theoretisch aan de hand van de wet van coulomb afgeleid worden:

$$\epsilon_0 = \frac{1}{c^2 \mu_0} = 8.854 \dots \times 10^{-12} \text{ F/m}$$

Figuur 2: De relatie tussen bulk EC van de bodem (s_b) en de EC van de bodemoplossing (s_w) voor verzadigde en onverzadigde bodems.



waarbij c de lichtsnelheid is en μ_0 de magnetische permeabiliteit van vacuüm zijn. Een veel gebruikte eigenschap is dat de voortplantingsnelheid v van een elektromagnetische golf doorheen een medium bepaald wordt door:

$$v = \frac{1}{\sqrt{\epsilon \mu}}$$

waarbij μ de magnetische permeabiliteit van het medium is.

Voor een isotroop midden is de permittiviteit een scalaire waarde. In het geval van anisotropie wordt het een matrix.

Lucht (bij 273 K en 1 atm) heeft als ϵ_r 1,00056 en kan zonder meer goed benaderd worden als vacuüm. Water op 20 °C heeft de hoge waarde 80 en de mineralen variëren meestal van 3 tot 4. Daarentegen heeft ijs, de vaste vorm van water, een waarde van slechts 3. De bodem bestaat uit drie fasen: het meestal vloeibare water, de lucht en de vaste mineralen. Omwille van de grote diëlektrische constante voor water wordt de constante van een bodem vooral bepaald door het watergehalte. Theoretisch kan men diëlektrische mengmodellen toepassen om de diëlektrische constante, ϵ_b , van een bodem te schatten.

$$\epsilon_b = \left[\theta (\epsilon_w)^\beta + (1-\theta) (\epsilon_s)^\beta + (n-\theta) (\epsilon_a)^\beta \right]^{1/\beta}$$

met index w voor water, a voor lucht, s voor de vaste fase, $\beta \approx 0.5$, n de porositeit, en θ het volumetrische vochtgehalte.

Een belangrijke complicatie is dat de diëlektrische verplaatsing of polarisatie kan teloor gaan door lekstroom (geleiding), Ohmse verliezen genaamd en/of door polarisatie omwisselingen bij wisselende elektrische velden (wisselstroom). Hierdoor is de diëlektrische constante ϵ' een complexe grootheid (Topp et al., 2000):

$$\epsilon' = \epsilon_r - j \left(\epsilon_p + \frac{\sigma}{\epsilon_0 \omega} \right)$$

waarbij $j = \sqrt{-1}$ of the imaginaire getal, ϵ_p het polarisatie gedeelte, ω de frekwentie van het elektrische veld (rad s⁻¹) en σ de elektrische conductiviteit (S m⁻¹). De tweede term in bovenstaande vergelijking is het imaginaire gedeelte van de diëlektrische constante en wordt met ϵ'' aangeduid. Bij hoge frekwentie van de stroom wordt de invloed van de lekstroomverliezen verwaarloosbaar. De polarisatie verliezen van water zijn ook een functie van de frekwentie (Figuur 1). Het reële gedeelte, ϵ_r , daalt lichtjes met toenemende σ . Dit effect kan meestal verwaarloosd worden.

Belangrijk is ook het onderscheid te maken tussen de σ_0 de elektrische conductiviteit van de gehele bodem (de bulk waarde genoemd) en de σ_w van het water in de bodem (Figuur 2). De geleidbaarheid van de gehele bodem is lager dan van het water extract. De geleiding in een bodem gebeurt vooral door de zouten in het bodemwater en in mindere mate door de ladingen op de kleideeltjes. De lekstromen doorheen het water in de bodem leggen een kronkelende weg af doorheen

de poriën, dit wordt de tortuositeit genaamd. Bij drogere bodems kan ook de continuïteit van het bodemwater gedeeltelijk onderbroken zijn, en dan wordt het relatieve aandeel van de kleioppervlaktes belangrijker (Mojid *et al.*, 2007). Ook de electromagnetische voorplantingsnelheid wordt door de EC beïnvloed:

$$v = \frac{1}{\sqrt{\frac{\mu \epsilon_r}{2} \left[\sqrt{1 + \left(\frac{\epsilon'_i}{\epsilon_r} \right)^2} + 1 \right]}} = \frac{1}{\sqrt{\epsilon_a \mu}}$$

met

$$\epsilon'_i = \epsilon_p + \frac{\sigma}{\epsilon_0 \omega}$$

en een schijnbare dielectrische constante ϵ_a gelijk aan:

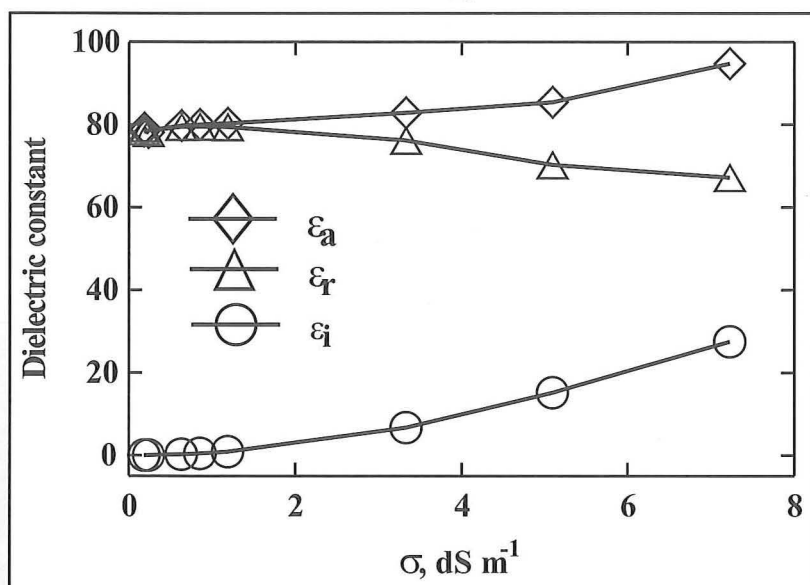
$$\epsilon_a = \frac{\epsilon_r}{2} \left[\sqrt{1 + \left(\frac{\epsilon'_i}{\epsilon_r} \right)^2} + 1 \right]$$

De snelheid zal dus afnemen omwille van de diëlectrische verliezen.

Door een gepaste keuze van de frekwentie zijn de polarisatie verliezen in water (het bepalend bestanddeel in een bodem) minimaal. Echter zullen bodems met een hoog zoutgehalte (hoge elektrische conductiviteit) grote Ohmse verliezen kennen. Zoals de voorgaande formules illustreren zal hoe hoger de frekwentie is hoe lager deze verliezen zijn. Een wateroplossing met een hoger zoutgehalte heeft een lager reëel gedeelte voor de diëlectrische constante maar een hogere schijnbare diëlectrische constante. Figuur 3 toont dit verschijnsel voor de frekwentie van een TDR toestel.

De diëlektrische eigenschappen worden in diverse

Figuur 3: De reële (ϵ_r), de imaginaire (ϵ_i) en de schijnbare diëlektrische constante (ϵ_a) in functie van de bulk elektrische conductiviteit (σ).



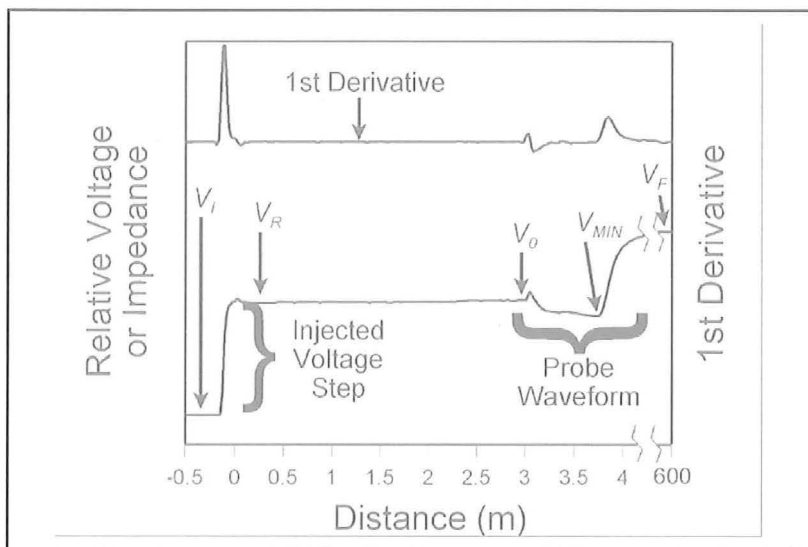
moderne methodes gebruikt. De capacitance probe, GPR-methoden, radar toepassingen zijn naast TDR diverse methodes die gebruik maken van de hoge waarden van de diëlektrische constante voor (vloeibaar) water.

Time domain reflectometry (TDR)

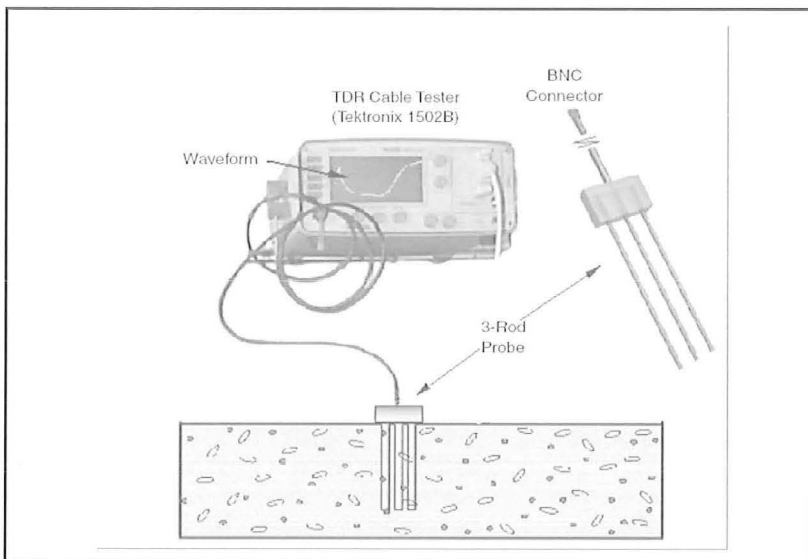
Time domain reflectometry (TDR) bepaalt de schijnbare diëlektrische constante van een materiaal door de reistijd in het medium te gaan meten. Dit apparaat wordt commercieel gebruikt om kabels te testen, vandaar ook de naam "kabel-tester". Een stroomstoot van zeer korte duur wordt gestuurd doorheen de te testen kabel. Veranderingen in impedanties van de kabel veroorzaken reflecties. Op de plaats een breuk (onderbreking van de kabel of anderszijds een kortsluiting) zal een terugkaatsing (vandaar **Reflectometry**) ontstaan. Deze terugkaatsing wordt getoond op een scherm in functie van de tijd (vandaar **Time Domain**). Dit laat toe om op bvb. een ondergrondse kabel zonder graafwerken vrij nauwkeurig de plaats van een kabelbreuk te lokaliseren. Het kabeltesttoestel toont uit gebruiksvriendelijkheid naar de kabel-industrie meestal de equivalente afstand van een gezonde kabel i.p.v. de gemeten tijd (Figuur 4). Hierbij wordt de tijd omgerekend naar afstand op basis van de typische voortplantingssnelheid in de kabel (d.w.z. zoals berekend uit de kabeleigenschappen met vgl. 2) Sinds de publicatie van Topp *et al.* (1980) heeft dit toestel (Figuur 5) zijn ingang gevonden in de bodemkunde. Een coaxiale kabel met 'kern' (binnenste geleider) en 'mantel' (omhullende buitenste geleider) is verbonden met een "TDR-sensor", die in de bodem ingebed zit. Tussen de kern en de mantel van een kabel zit een diëlectricum. Na de kabel komt de bodem sensor. Hierbij is de bodem het diëlectricum. De drie staaf-sensor is de meest gebruikte en meet vooral in doorsnede een ovaal-vormige volume oppervlak tussen de middenste en de buitenste staven. De mantel van de coax is verbonden met de buitenste staven en de kern met de middenste staaf. De overgang tussen coax en sensor-staven is een impedantie verandering, het uiteinde van de staven een volgende verandering. De equivalente (kabel-)afstand tussen de start en het einde van het sensor-sig-naal is functie van de voortplantingsnelheid van de electromagnetische golf en dus van de diëlectrische constante van de sensor. Op die wijze wordt ϵ_b , de bulk diëlectrische constante van de bodem in contact met de staven gemeten. De gemeten ϵ_b wordt dan omgerekend naar het volumetrisch vochtgehalte van de bodem met behulp van een calibratiecurve. De meest gebruikte calibratiecurve is die van Topp *et al.* (1980). In Figuur 6 is duidelijk dat deze curve uitstekend is voor klassieke minerale bodems. Afwijkende samenstellingen zoals in organische of vulkanische bodems, of in bodems met vochtgehaltes hoger dan 60% vergen een specifieke calibratie.

Het zout in de bodem veroorzaakt een "lekstroom" zodat energie van het signaal gedeeltelijk

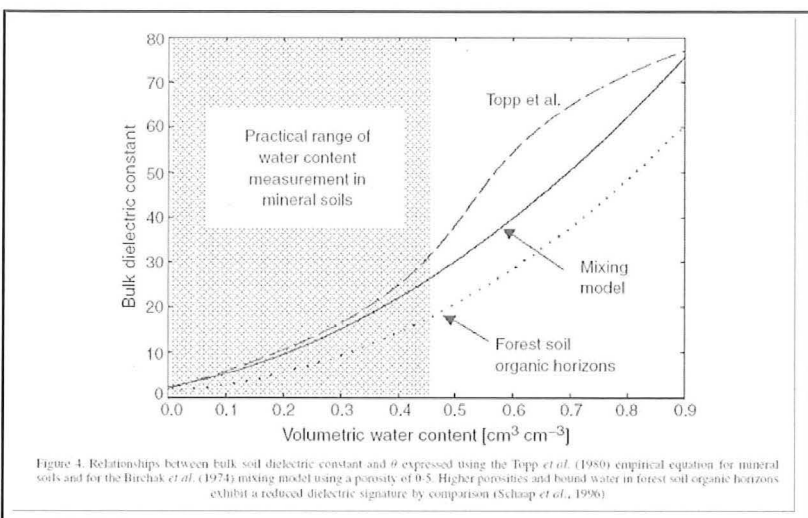
Figuur 4: Het terug-gekaatste signaal in functie van de equivalente kabel afstand. Een typisch signaal van de sensor (probe waveform) wordt getoond. V_0 , V_{min} en V_F zijn de relatieve voltages van de kabel, het eindpunt van de sensor en na vele reflecties, respectievelijk.



Figuur 5: TDR kabel tester met bodem sensor.



Figuur 6: Bulk dielectrische constante van bodems in functie van het vochtgehalte (volgens Schaap et al., 1996). Het in de figuur weergegeven mengmodel is te vinden in vgl. 3 (met $b=0.5$)



tot volledig verloren gaat. Het totale verlies wordt dan in feite een soort kortsluiting tussen de staven van de sensor via de zouten in de bodem. Gebruikmakend van de hoogte (voltage) van het signaal na vele reflecties (op het scherm van het TDR-toestel op grote equivalente kabel-afstand na het sensorsignaal) kan de bulk elektrische conductiviteit σ_a gemeten worden. Op dit ogenblik is de Giese and Tiemann (1975) methode de meest gangbare:

$$\sigma_a = \frac{K}{Z_u} \left[\frac{1 - \rho_\infty}{1 + \rho_\infty} \right]$$

$$\rho_\infty \approx \rho_F = \frac{(V_F - V_0)}{V_0}$$

met V waarden zoals aangeduid op figuur 4, K een geometrische constante van de sensor en Z_u de impedantie van de coax kabel.

In principe zou K een geometrische constante in functie van de sensor dienen te zijn. Men stelt vast dat oa. ook de kabellengte ook een rol speelt. Dit is volgens Castiglione and Shouse (2003) te wijten zijn aan Ohmse verliezen op de kabel. Deze auteurs stellen daarom een kalibratie-procedure voor waarin naast kalibratie-oplossingen, ook de kortgesloten meting en de meting in lucht fungeert. De constante K wordt dan een kalibratie-constante, die naast de geometrische configuratie van de sensor ook andere aspecten zoals de invloed van de kabel in rekening brengen.

Om het meetbereik van watergehalte in een bodem uit te breiden naar meer zoute bodems kan men de staven in contact met de bodem gaan isoleren (Mojid et al., 1998). Uiteraard gaat het uitbreiden van het meetbereik onder hoge zoutconcentraties ten koste van de EC-meting. Wyseure et al. (1997) en Mojid et al. (2003) hebben de beperkingen en de invloed van het zoutgehalte op de metingen van het bodemwatergehalte omschreven. Vanaf een bulk elektrische conductiviteit van 1 dS/m is er met niet-gecoate staven een schijnbaar verhoogd watergehalte merkbaar omwille van de toename van ϵ_0 (vergl; 5-7; Figuur 3). Tot ongeveer een waarde van 3 à 4 dS/m is die systematische meetfout in de grootteorde van de kleine standaardafwijking op de meting. Dit betekent in de praktijk dat men veilig kan meten in verzadigde bodem tot een bodemwater EC van 10 dS/m. Wyseure et al (1997) stellen een correctie voor vanaf een bulk EC van 2 dS/m.

Toepassingen van TDR

De TDR methode laat toe om simultaan met dezelfde sensor zowel watergehalte als elektrische conductiviteit en dus zoutgehalte te meten. Daarboven kan mits multiplexing and data-logging deze metingen geautomatiseerd worden. In het laboratorium kan men dit rechtstreeks opslaan op een PC-schijf dankzij de WinTDR software (Or et al., 2004). Ook voor veld-omstandigheden bestaat er data-acquisitie technologie voor TDR-metingen met data-logging en/of tele-transmissie. De transporteigenschappen van meegevoerde

stoffen in het algemeen en de opgeloste stoffen kunnen getest worden op een routinematige en goedkope wijze aan de hand van een zout-tracer (Mojid *et al.*, 2004 en 2006). Een hoeveelheid zout wordt toegevoegd en de verandering in EC wordt gevolgd door de TDR sensor. Een voorbeeld van deze tracer-testen in een studie over sulfaat mobiliteit in de bodem is beschreven in Abassi *et al.* (2006).

Conclusie

Time domain reflectometry laat toe om met eenzelfde sensor simultaan watergehalte en elektrische conductiviteit in een bodem te meten. Deze metingen kunnen geautomatiseerd worden om tracer studies met zouten uit te voeren en aldus de bodemeigenschappen te meten die het transport van in water opgeloste stoffen bepalen. De methode maakt gebruik van de voortplanting van een elektromagnetische golf in een diëlectricum. Enige voorzichtigheid is nodig om geen overschattingen van het watergehalte te bekomen onder zoute omstandigheden.

Referenties

Abassi F, M. Javaux, M. Vanclooster, J. Feyen, G. Wyseure, G. Nziguheba. 2006. Experimental study of water flow and sulphate transport at monolith scale. *Agricultural Water Management*. **79**: 93-112

Castiglione, P., and P.J. Shouse. 2003. The effect of ohmic cable losses on time-domain reflectometry measurements of electrical conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **67**: 414-424.

Giese, K., and R. Tiemann. 1975. Determination of the complex permittivity from thin-sample time domain reflectometry improved analysis of the step waveform. *Adv in Mol. Relax. Processes*. **7**: 45-59.

Mojid M.A., G.C. L. Wyseure and D.A. Rose. 1997. Extension of the measurement range of electrical conductivity by time-domain reflectometry (TDR). *Hydrology and Earth System Sciences (European Geophysical Society)*. **1**: 175-183.

Mojid M.A., G.C.L. Wyseure and D.A. Rose. 1998. The use of insulated TDR-sensors to measure water content of highly saline soils. *Irrigation Science* **18**: 55-61.

Mojid, M.A., Wyseure, G.C.L. & Rose, D.A. 2003. Electrical conductivity problems associated with time-domain reflectometry (TDR) measurement in geotechnical engineering. *Geotechnical and Geological Engineering*. **21**: 243-258.

Mojid M. A., D. A. Rose & G. C. L. Wyseure. 2004. A transfer-function method for analysing breakthrough data in the time domain of the transport process. *European Journal of Soil Science*. **55**: 699-711.

Mojid M. A., D. A. Rose & G. C. L. Wyseure, 2006. Analysis of partial breakthrough data by a transfer-function method. *Australian Journal of Soil Research*. **44**: 175-182.

Mojid M. A., D. A. Rose & G. C. L. Wyseure. 2007. A model incorporating the diffuse double layer to predict the electrical conductivity of bulk soil. *European Journal of Soil Science*. **58**: 560-572.

Or, D., S.B. Jones, J.R. Van Shaar, S. Humphries, & L. Koberstein. 2004. WinTDR Version 6.1 Fall 2004 [online] Utah State university/ Soil Physics group, Utah. 2 Available from <http://soilphysics.usu.edu/wintdr/index.htm> [Accessed Feb 2005]

Schaap M. G., D. A. Robinson, S. P. Friedman, & A. Lazar. 2003. Measurement and modeling of the TDR signal propagation through layered dielectric media. *Soil Science Society of America Journal*. **67**: 1113-1121

Topp, G.C., Davis, J.L. & Annan, A.P. 1980. Electromagnetic determination of soil-water content: measurements in coaxial transmission lines, *Water Resources Research*. **16**, 574-582.

Topp, G.C., Zegelin, S. & White, I. 2000. Impacts of the real and imaginary components of relative permittivity on time-domain reflectometry measurements in soils, *Soil Science Society of America Journal*. **64**, 1244-1252.

Wyseure G.C.L., M.A. Mojid & M.A. Malik. 1997. Measurement of volumetric water content by TDR in saline soils. *European Journal of Soil Science* **48**: 347-354.

G. Wyseure
Katholieke Universiteit Leuven, Geo-instituut
Afdeling Bodem en Waterbeheer
Celestijnenlaan 200E (bus 2411)
3001 Leuven
E-mail: Guido.wyseure@biw.kuleuven.be

Kwantificering van grondwater-oppervlakte water interactie: analyse van temperatuur gradiënten in de rivierbedding van de Aa

¹ Vrije Universiteit Brussel,
Vakgroep Hydrologie en
Waterbouwkunde

² Katholieke Universiteit Leuven,
Dept. Geografie-Geologie

³ Universiteit Antwerpen, Departement Biologie, Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer

⁴ Universiteit Gent, Laboratorium voor Hydraulica, Vakgroep Civiele Techniek

1. Inleiding

Het gebruik van temperatuurmetingen en warmtestroming in de ondergrond om grondwaterbeweging te ontrafelen dateert van de jaren '60 van de vorige eeuw. Er werden ondermeer analytische formules gepresenteerd om de grondwater flux en de hydraulische conductiviteit van het sediment te bepalen.

Sinds het einde van de jaren '90 is het onderzoek naar de kwantificatie van grondwater-oppervlakte water interactie door temperatuur groeiende, zie o.a. Conant Jr. (2004), Schmidt et al. (2006), Hatch et al. (2006), Arriaga and Leap (2006). De populariteit van dit onderzoeksdomein is één-duidig gerelateerd aan het feit dat data loggers en temperatuur sensoren steeds goedkoper, gebruikervriendelijker en nauwkeurigere metingen in peilbuizen kunnen maken.

Het meeste grondwater-oppervlakte water interactie onderzoek richt zich op uitwisselingsprocessen van water, opgeloste stoffen en energie in de zogenaamde hyporheïsche zone of onderwater bodem. Het begrijpen van de interactie is de sleutel tot het evalueren van ecologische structuren in riviersystemen en hun beheer.

Deze studie maakt deel uit van de ontwikkeling van een geïntegreerd, fysisch rivier ecosysteemmodel. Meer details van dit model worden gepresenteerd in het WSK artikel van Buis et al. (2007).

2. Methodologie

Om grondwater-oppervlakte water interactie op een lokale schaal te onderzoeken werd geopteerd voor een temperatuurkartering van de onderwaterbodem. Omdat de stroming van water door de bodemmatrix de natuurlijke temperatuursverdeling verstoort, kan warmte als tracer gebruikt worden voor het bepalen van de stroming van water. Temperatuur is dus een surrogaat voor stijghoogtemetingen of kan aanvullend bij stijghoogtemetingen gebruikt worden.

Aangenomen wordt dat de temperatuur gradiënt in de bodem een resultaat is van het gekoppelde warmte en water transport door advectie of convectie en warmte transport door conductie.

Voor de analyse van temperatuurmetingen zijn een aantal aannames noodzakelijk met betrekking tot randvoorwaarden, thermale karakteristieken van de onderwaterbodem en samenstelling van de watervoerende laag. Bovendien is het belangrijk te beseffen dat de met deze methode bepaalde flux puntmetingen zijn (Becker et al. 2004; Schmidt et al. 2006). Temperatuur profielen kunnen echter relatief eenvoudig met een ruimtelijk hoge resolutie uitgevoerd worden.

In de zone nabij het landoppervlak wordt de temperatuur seizoenaal beïnvloed door opwarming en afkoeling van het landoppervlak, ondiep grondwater is daarom 1 tot 2 °C warmer dan de gemiddelde jaar temperatuur aan het oppervlak. De temperatuurprofielen in een rivierbodem verschuiven seizoenaal en vormen zo een jaarlijkse enveloppe. Terwijl de grondwatertemperatuur op grotere diepte bijna constant is, varieert de rivierwatertemperatuur seizoenaal en dagelijks. Gedurende de zomermaanden is de grondwatertemperatuur in kwelgebieden in het algemeen koeler dan de rivierwatertemperatuur terwijl in de winter het omgekeerde geldt.

Een warmte transportmodel wordt gecalibreerd aan een tijdserie van temperaturen en water advectie parameters, dit resulteert in een bepaling van de verticale component van de advectieve stroming. De methode is gevoelig aan grondwaterstromingssnelheden van 0,01 md⁻¹ en groter.

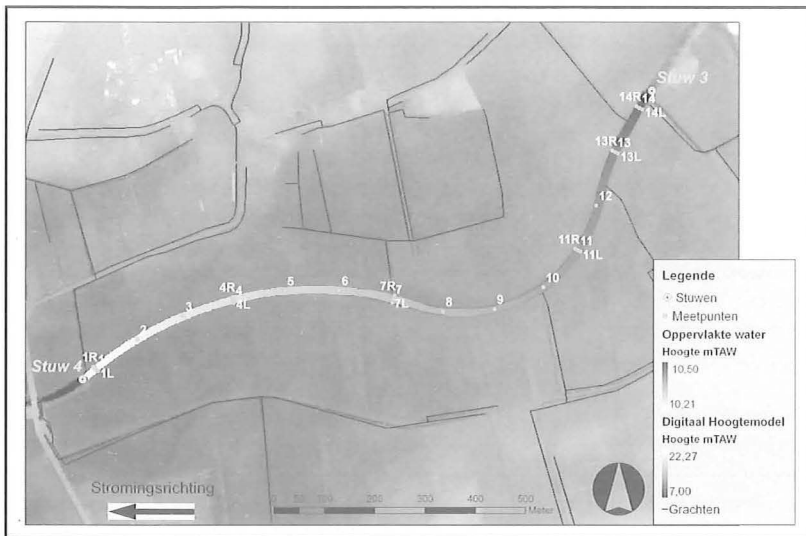
3. Studiegebied

De metingen werden uitgevoerd langs een 1425 m lang gekanaliseerd pand van de Aa Rivier, Vlaanderen (Fig. 1). De Aa Rivier, totale lengte 36,7 km, is een bovenloop van de Kleine Nete en heeft een drainagegebied van 237 km². Op de plaats van de metingen is de Aa ongeveer 14 m breed en bedraagt de afvoer ongeveer 1,8 m³/s. De Aa is een typische Vlaamse laaglandrivier met een gemiddelde helling van ongeveer 0,48 ‰ en een Manning-coëfficiënt van 0,060. Het onderzochte pand ligt tussen twee stuwen, aangeduid in Fig. 1 met nummer 3 bovenstrooms en 4 benedenstrooms. De oppervlakte van de onderzochte riviersectie bedraagt ongeveer 20400 m², de gemiddelde waterdiepte is 0,96 m met een standaardafwijking van 0,19 m.

De geologie van het gebied bestaat uit de Formatie van Kasterlee, een (fijn) zandige laag met een wisselend gehalte aan leem, en de onderliggende Formatie van Diest, eveneens een (fijn) zandige laag die aanwezig is in de beneden sectie van de rivier.

De doorsnede van de rivier is bijna rechthoekig van vorm met een relatief vlakke rivierbodem en dus steile, verticale oevers. Langs een aanzienlijk deel van de sectie tussen stuw 3 en 4, komen echter relatief dikke lagen slib-sediment voor langs de as van de rivier. Deze veranderingen in rivierbedding morfologie kunnen mogelijkwijze een invloed hebben op lokale grondwaterstroming en uitwisselingsprocessen.

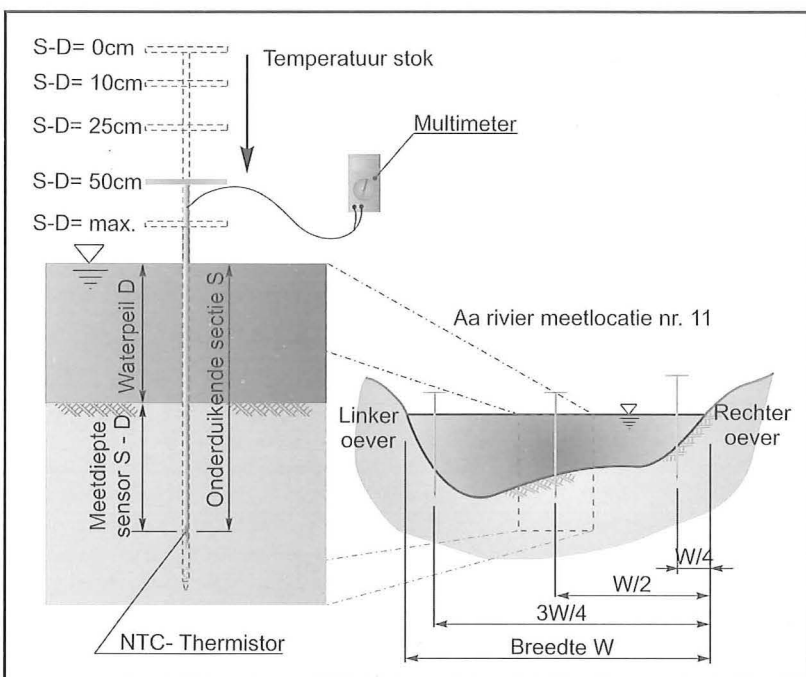
Figuur 1: Digitaal hoogte model met aangegeven Aa sectie nabij Herentals. De meetpunten langs de as van de rivier (1-14) zijn genummerd van stuw 4 in stroomopwaartse richting tot stuw 3. Ter hoogte van de punten 1, 4, 7, 11, 13 en 14 zijn er ook metingen dwars op de stroomrichting.



4. Metingen

De temperatuurmetingen werden uitgevoerd met een zelf ontworpen temperatuurstok van 2 m lang. Het bestaat uit een metalen buis met aan de bovenkant een T stuk en aan de onderkant een metalen punt. Vlak boven deze punt is in de buis een temperatuursensor, een thermistor (Davis Instruments Model 7817; Hayward, CA, USA), ingebouwd. De sensor is verbonden met een multimeter die de weerstand meet, deze weerstand kan via een gecalibreerde relatie omgezet worden in een temperatuurwaarde.

Figuur 2: Schema van de temperatuurmetingen op de Aa Rivier uitgevoerd met de temperatuurstok



In dit artikel werden 32 ruimtelijk verdeelde meetpunten tussen stuw 3 en 4 gebruikt. Gezien de tijd die nodig is voor de metingen werden de meetcampagnes telkens uitgevoerd over twee opeenvolgende dagen. Een aanname is dat de condities in de rivier constant zijn gedurende deze twee dagen. Op de eerste meetdag werden 14 punten met een tussen liggende afstand van 100 m langs de as van de rivier opgenomen. De tweede dag werden verschillende metingen uitgevoerd dwars op de stroomrichting van de rivier. In totaal werden telkens 6 dwarsprofielen gemeten ter hoogte van de punten 1, 4, 7, 11, 13 en 14 (Fig. 1). Het dient opgemerkt te worden dat niet alle profielen werden gemeten gedurende iedere campagne. De dwarsprofielmetingen (Fig. 2) worden verder aangeduid met (1)L, (1)C, en (1)R, respectievelijk links, centrum en rechts. Op de meeste punten werden vijf temperatuurmetingen uitgevoerd op 0, 10, 25, 50 cm en een maximum diepte die kon bereikt worden, meestal tussen de 50-120 cm diep. Op deze diepte stootte de stok meestal op een verharde bodemlaag. Op alle locaties werd ook de waterdiepte van de rivier gemeten.

5. Model

De verzamelde temperatuurgegevens werden via een warmtetransportmodel geanalyseerd. Het model van Lapham (1989) werd geïmplementeerd in de modelleringsomgeving FEMME (Soetaert et al. 2002). FEMME wordt ook gebruikt als platform voor het bepalen van de verschillende uitwisselingsprocessen in het 1D/2D ecosysteemmodel. Dit ecosysteemmodel bestaat uit verschillende modules die gelinkt kunnen worden indien de noodzakelijke gegevens aanwezig zijn.

5.1 Hyporheische zone module

De hyporheische zone module wordt gebruikt om de waterflux door de sedimentmatrix te bepalen. De berekende advectieve water flux tussen de verschillende zones in het ecosysteemmodel bepaalt vervolgens de transport-, retentie- en reactieprocessen van nutriënten of andere stoffen en deeltjes. Om de advectieve stroming te berekenen wordt de warmtetransportroutine in het ecosysteemmodel geactiveerd. Door inverse modellering is de hyporheische zone module in staat de hydraulische conductiviteit te bepalen in samenhang met de temperatuurgradiënt en grondwaterstandgegevens.

5.2 Simulatie principe

De resultaten in dit artikel zijn gebaseerd op onafhankelijke (niet-gekoppelde) runs van de hyporheische module. De module berekent de warmteflux op basis van vergelijking (1) (Suzuki, 1960; Stallmann 1965). Het beschrijft 1-dimensionale verticale warmtetransport bekomen door de anisothermale stroming van onsamenindrukbare vloeistof door een homogeen poreus medium.

$$k \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} - v_z c_w \rho_w \frac{\partial T}{\partial z} = c \rho \frac{\partial T}{\partial t} \quad (1)$$

k is de thermale conductiviteit van de bodem-watermatrix in $\text{Js}^{-1}\text{m}^{-1}\text{K}^{-1}$, T de temperatuur op ieder punt met diepte z op tijdstip t in de bodem, c_w de volumetrische warmtecapaciteit van de vloeistof in $\text{Jkg}^{-1}\text{K}^{-1}$, ρ_w de dichtheid van de vloeistof in kgm^{-3} , v_z de verticale component van de Darcy stroomsnelheid in de bodem in ms^{-1} , c de volumetrische warmtecapaciteit van het sediment-vloeistof in $\text{Jkg}^{-1}\text{K}^{-1}$, en ρ de natte-bulk dichtheid (dichtheid van het sediment-vloeistof) in kgm^{-3} . Groot voordeel van de formulering van de warmtestroming (verg. 1) in vergelijking tot de Darcy vergelijking met de hydraulische conductiviteit is dat het interval van de thermale conductiviteit klein is.

Voor de tijdsafhankelijke oplossing is een temperatuurprofiel nodig. Door in de rechterzijde van vergelijking (1), dT/dt , op nul te zetten, zal de module één enkele scalaire waarde voor ieder gemeten profiel bepalen, welk de water flux op dat punt en tijdstip weergeeft. Het teken duidt de richting van de grondwaterstroming aan. Een positief teken betekent grondwatervoeding, een negatief teken kwel.

Voor een tijdsafhankelijke oplossing zal de module een gemiddelde grondwaterflux, geïntegreerd over een tijdsperiode T , bepalen. Als invoer zijn temperatuurprofielen van één locatie op ten minste twee verschillende momenten noodzakelijk om de initiële en eind status van de simulatie vast te leggen. Continue informatie van de temperatuurveranderingen in de tijd wordt gebruikt om de boven- en ondergrenzen van het model te definiëren. De grenzen zijn een lineaire interpolatie tussen de temperaturen aan het begin en het einde van de model simulatie.

Het model past vervolgens het warmte transport in de tijd aan door de verticale stroming van een waargenomen temperatuurprofiel op tijdstip A te veranderen tot een goede overeenkomst met het waargenomen temperatuurprofiel op tijdstip B wordt bekomen. Het eindresultaat is de gemiddelde grondwater flux op de meetlocatie tijdens de gesimuleerde periode.

6. Resultaten en Discussie

De gegevens van 12 verschillende meetcampagnes tussen augustus 2005 en september 2006 zijn gebruikt voor een tijdsafhankelijke analyse terwijl 9 meetcampagnes tussen augustus 2004 en februari 2007 bijdragen aan een tijdsafhankelijke analyse. De maximum gemeten temperatuur op de rivierbodem (0 cm) werd tijdens de meetcampagne van 03-07-2006 gemeten en bedroeg $23,6^\circ\text{C}$, de minimum temperatuur werd gemeten op 26-01-2005 en was $3,2^\circ\text{C}$. Op de maximale diepte bedroeg de maximum gemeten temperatuur $17,2^\circ\text{C}$ op 25-08-2005. De minimum temperatuur werd gemeten op 09-02-2006 en was $7,6^\circ\text{C}$ (Fig. 5).

Een belangrijke modelparameter is de thermale

conductiviteit k van de vloeistof-bodem matrix. De thermale conductiviteit voor de zandige rivierbedding met wisselende organische gehalten werd geschat op $1,8 \text{ J s}^{-1}\text{m}^{-1}\text{K}^{-1}$ (Stonestrom en Constantz, 2003). Voor het hyporheische zone model werd een homogeen domein gedefinieerd met een dikte van 3,5 m en een constante grondwater-temperatuur van $12,8^\circ\text{C}$ als onderrandvoorwaarde.

6.1 Tijdsafhankelijke simulatie

De meetresultaten van de 9 meetcampagnes voor de tijdsafhankelijke simulatie bestaan uit 14 profielen langs het rivierpand, telkens gemeten op de eerste meetdag, en 5 of 6 dwarsprofielen gemeten op de tweede meetdag.

De maximum berekende infiltratiewaarde langs de as van de rivier is $170,3 \text{ mm/d}$, de maximum berekende kwel is $-251,0 \text{ mm/d}$. De gemiddelde gesimuleerde waterflux is $-39,2 \text{ mm/d}$ met een standaard afwijking van $65,6 \text{ mm/d}$.

De metingen van de dwarsprofielen bestaan uit 3 metingen, de grootste kwelfluxen worden gevonden op de rechteroever van punt 4 en de linkeroever van punt 14 en bedragen respectievelijk $-442,5 \text{ mm/d}$ en $-389,8 \text{ mm/d}$. Deze waarden liggen volgens Lapham (1989) boven de limiet van de toepasbaarheid van de methode. Schmidt et al. (2006) geeft echter een hogere maximum limietflux van -455 mm/d voor dezelfde methode en concludeert dat met ondiepe metingen nog hogere fluxen nauwkeurig gekwantificeerd kunnen worden.

De laagst gemeten fluxen in de dwarsprofielen werden gemeten op dezelfde locaties als de maximum waarden maar op de tegenover liggende oever; een infiltratie van $36,5 \text{ mm/d}$ op de rechteroever van punt 14 en een kwel van $-24,9 \text{ mm/d}$ op de linkeroever van punt 4. Deze waarden kunnen mogelijk verklaard worden door de rivier te beschouwen als een soort 'doorstromingssysteem', dwz dat de grondwaterstroming loodrecht op de rivier staat en als het ware door de rivier heen stroomt. Interessant is het feit dat de berekende fluxen in het midden van de rivier meestal significant lager zijn dan deze op 1,5 tot 2 m van de oever. Het bovenstroomse deel toont hogere kwelwaarden dan het benedenstroomse deel.

Bovenstrooms worden de meeste kwelcondities gevonden op de linkeroever, benedenstrooms is het omgekeerd met voornamelijk op de rechteroever de grotere kwel. Dit fenomeen kan verklaard worden uit het feit dat de rivier van richting veranderd waardoor de buitenoever van de bocht meer kwel ontvangt van de regionale grondwaterstroming die west-zuidwest gericht is.

De grootte van de kwel verandert met de seizoenen, hogere waarden worden verkregen in de winter en lagere in de zomer. Gedurende de zomer lijkt de rivier soms te veranderen van een kwellende naar een voedende functie met name in de benedenstroomse helft.

Indien men het warmtetransport tijdsafhankelijk oplost moet men beseffen dat er in werkelijkheid geen tijdsafhankelijk situatie bestaat. Sommige

gemeten profielen zijn vervormd door variatie van de stroming in de tijd en konden daarom niet gebruikt worden.

Door interpolatie van de overlangs- en dwarsmetingen werden over het gehele rivieroppervlak ruimtelijk verdeelde fluxen verkregen. De interpolatie werd uitgevoerd met de Surfer software en anisotrope kriging.

Op basis van deze ruimtelijk verdeelde informatie kon een integratie van de fluxen in de tijd verkregen worden. De netto kwel in de winter is $-21,1 \text{ L s}^{-1}$ ($-89,3 \text{ mmd}^{-1}$) en $-19,0 \text{ L s}^{-1}$ ($-80,5 \text{ mmd}^{-1}$) in de zomer, dit is respectievelijk 1,2 % en 1,1 % van het totale rivierdebiet in deze sectie.

Voor de winter situatie van de 13^e en 14^e januari 2006 (Fig. 3) is de kweloppervlakte 18533 m^2 en flux $-99,0 \text{ mm/d}$, terwijl er infiltratie plaats vindt op 1870 m^2 met een gemiddelde van $6,8 \text{ mm/d}$. De zomer situatie van de 3^e en 4^e juli 2006 (Fig. 4) geeft een kweloppervlak van 18818 m^2 met een flux van $-88,2 \text{ mmd}^{-1}$, terwijl het infiltratieoppervlak 1585 m^2 groot is met een voedingsflux van $10,9 \text{ mm/d}$.

Het is niet duidelijk of de relatief kleine delen van de rivier die voeding aanduiden lokale stromingsfenomenen zijn op de schaal van de hyporheische zone. De voedingszones worden vooral gevonden in ondiepe, slibachtige sedimenten op de as van de rivier. Infiltratie kan voorkomen in de zogenaamde 'pool of riffle' structuren (Thibodeaux

en Boyle, 1987) of door andere obstructies (Hutchinson en Webster, 1998).

6.2 Tijdsafhankelijke simulatie

Het is bekend dat het temperatuursignaal gemeten op een zeker punt en tijdstip altijd beïnvloed wordt door tijdsafhankelijke processen, dwz de 'geschiedenis' van het temperatuurverloop. Dagelijkse of seizoenale temperatuurfluctuaties worden veroorzaakt door fasen van relatief warm of koud weer, als ook door sterke neerslagen.

Het model neemt de tijdsveranderlijke invloeden mee in de simulatie, samen met de rand- en initiële voorwaarden. Met deze informatie is het mogelijk om de fluxen per tijdstap te bepalen.

Het model (Fig. 5) werd toegepast op meetpunt 7, gelegen halverwege stuw 3 en 4. Als bovenste randvoorwaarde werd gekozen voor de temperatuur aan de interface tussen de rivier en de bodem (0 cm diepte). De gegevens komen van 12 meetcampagnes uitgevoerd tussen august 2005 en september 2006.

De resultaten tonen dat de grootte van de flux aanzienlijk varieert in de tijd, gaande van een kwel van -170 mm/d tot een infiltratie van 180 mm/d . De richting van de stroming verandert blijkbaar verschillende keren per jaar, dit kan van groot belang zijn voor het gedrag van opgeloste en vaste stoffen in het grondwater-rivier ecosysteem.

Tegen de verwachting in werden de hoogste kwelwaarden berekend voor de zomermaanden. Ook in de winter domineert de kwelconditie maar met relatief lagere waarden. De resultaten voor de lente en de herfst zijn minder duidelijk en vragen verder onderzoek, waarin randvoorwaarden met hogere resolutie, zoals verkregen kan worden uit dataloggers, worden gebruikt.

De resultaten van de tijdsafhankelijke en tijdsafhankelijke simulatie zijn niet direct vergelijkbaar. Ze tonen alleen een goede overeenkomst in de winter en zomer maanden, aangeduid met de licht grijze balken in Fig. 5.

7. Conclusies

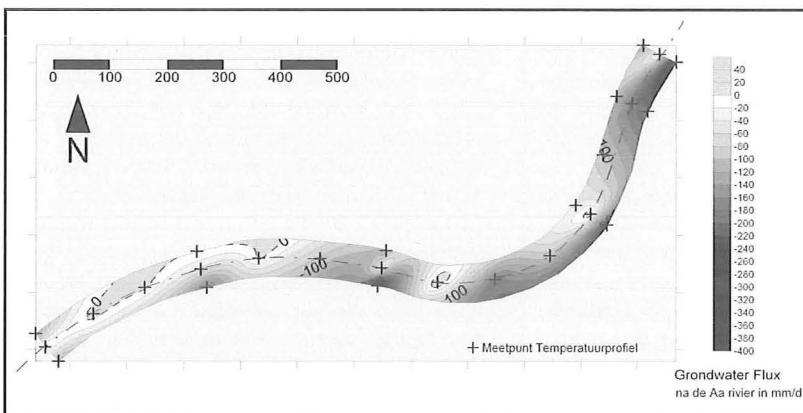
Metingen van bodemtemperatuur profielen werden uitgevoerd op een 1425 m lang pand van de gekanaliseerde Aa Rivier. Verticale advectieve fluxen werden bepaald door toepassing van een één-dimensionale analytische oplossing van de warmtetransportvergelijking geprogrammeerd in het FEMME modelplatform.

De module kan gebruikt worden in combinatie met andere modules, zodat gemeten gegevens geanalyseerd worden en de resultaten als input kunnen dienen voor processimulaties.

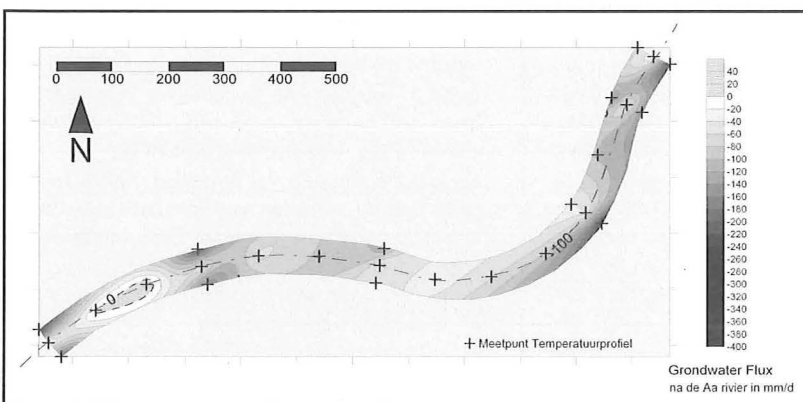
De methode geeft de mogelijkheid om ruimtelijke en temporele heterogeniteiten van grondwater-oppervlakte water interactie te bepalen op een zeer lokale schaal en met een nauwkeurigheid groter dan traditionele methoden toelaten.

De kartering toonde dat aanzienlijke verschillen in fluxen verwacht kunnen worden zelfs in een riviersectie die relatief uniform lijkt. Het bovenstroomse deel van de rivier toont hogere kwelwaarden dan het benedenstroomse deel.

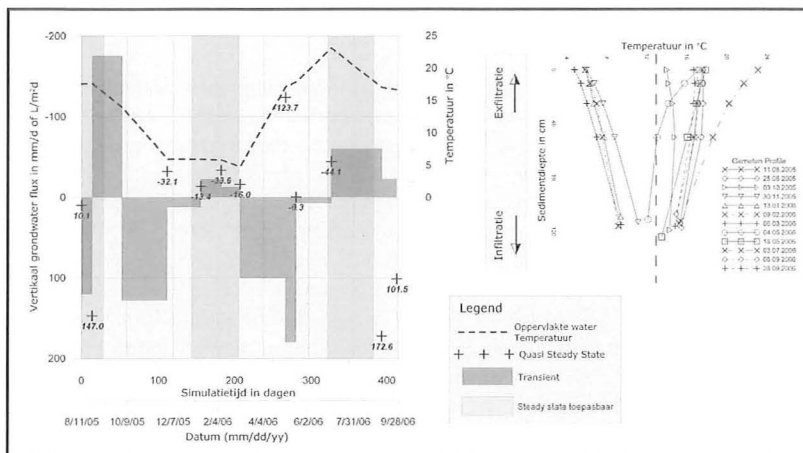
Figuur 3: Ruimtelijke interpolatie van de fluxmetingen langs de rivier op 13 en 14-01-2006. De blauwe kleuren duiden op kwel, de roze op infiltratie (mm/d).



Figuur 4: Ruimtelijke interpolatie van de fluxmetingen langs de rivier op 3 en 04-07-2006. De blauwe kleuren duiden op kwel, de roze op infiltratie (mm/d).



Figuur 5: Tijdsafhankelijke simulatie de flux van punt 7 in de periode 11-08-2005 tot 28-09-2006. Aan de linkerkant van de grafiek worden de berekende grondwater fluxen tussen 11.08.2005 en 28.09.2006 getoond. De kruisjes staan voor Quasi-steady state resultaten, de donkergrijze rechthoeken duiden de gemiddelde flux tussen twee metingen aan. Het diagram aan de rechterkant toont de gemeten temperatuurprofielen die voor de analyse gebruikt worden.



Aanzienlijke hoeveelheden infiltratie in grote delen van de rivier kon niet aangetoond worden. Hoewel sommige punten wel infiltratie aanduiden. Tijdsafhankelijke simulaties toonde infiltratie aan in de zomer maar deze kan door temporele fenomenen of locale stroming beïnvloed zijn. De tijdsafhankelijke analyse dient verder onderzocht te worden voor de lente en herfst, de periode wanneer sterke temporele processen spelen. Een simpele lineaire bovensterandvoorwaarde levert voor deze periodes geen bevredigend resultaat. De tijdsafhankelijke benadering kan gecombineerd worden met gemeten tijdseries uit data loggers voor betere conditionering van de randvoorwaarden. Het beste tijdstip om in gematigde klimaten op het noordelijk halfrond temperatuurprofielen te maken bleken de maanden januari en februari voor de winter periode en juli en augustus in de zomer. De interpolatie van puntresultaten naar een ruimtelijk verdeelde kaart geeft een idee van de totale flux tussen het grondwater en de rivier. De betrouwbaarheid van de fluxkartering met temperatuuroptnamen kan verbeterd worden door het te combineren met andere meet- en simulatiemethoden.

8. Referenties

- ARRIAGA, M., LEAP, D. (2006), Using solver to determine vertical groundwater velocities by temperature variations, Purdue University, Indiana, USA. *Hydrogeology Journal*, 14(1-2), 253-263.
- BECKER, M. W., GEORGIAN, T., AMBROSE, H., SINISCALCHI, J., FREDRICK, K. (2004), Estimating flow and flux of ground water discharge using water temperature and velocity. *Journal of Hydrology*, 296(1-4), 221-233.
- CONANT Jr., B. (2004), Delineating and quantifying ground water discharge zones using streambed temperatures. *Ground Water*, 42(2), 243-257.

BUIJS, K., ANIBAS, C., BAL, K., BANASIAK, R., DEDONCKER, L., DESMET, N., GERARD, M., VAN BELLEGHEM, S., BATELAAN, O., TROCH, P., VERHOEVEN, R., MEIRE, P. (2007), Fundamentele studie van uitwisselingsprocessen in rivierecosystemen - Geïntegreerde modelontwikkeling. Water nummer van studiedag WSK8 'Modellen voor integraal waterbeheer'.

HATCH, C. E., FISHER, A. T., REVENAUGH, J. S., CONSTANTZ, J., RUEHL, C. (2006), Quantifying surface water-groundwater interactions using time series analysis of streambed thermal records: Method development. *Water Resour. Res.*, 42(10), W10410, doi:10.1029/2005WR004787.

HUTCHINSON, P. A., WEBSTER, I. T. (1998). Solute uptake in aquatic sediments due to current-obstacle interactions. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 124(5), 419-426.

LAPHAM, W. M. (1989), Use of temperature profiles beneath streams to determine rates of vertical ground-water flow and vertical hydraulic conductivity. U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2337.

SCHMIDT, M., BAYER-RAICH, M., SCHIRMER, M. (2006), Characterization of spatial heterogeneity of groundwater-stream water interactions using multiple depth streambed temperature measurements at the reach scale. *Hydrology and Earth System Sciences*, 10, 849-859.

SOETAERT, K., DE CLIPPELE, V., HERMAN, P. (2002), FEMME, a flexible environment for mathematically modelling the environment. *Ecological Modelling*, 151(2-3), 177-193.

STONESTROM, D. A., CONSTANTZ, J. (2003), Heat as a tool for studying the movement of ground water near streams. USGS, Reston, Virginia, 96.

THIBODEAUX, L. J., BOYLE, J. D. (1987), Bedform-generated convective transport in bottom sediment. *Nature*, 325(6102), 341-343.

C. Anibas¹, O. Batelaan^{1,2}, K. Buis³, R. Verhoeven⁴ en P. Meire³

¹ Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde
Vrije Universiteit Brussel
Pleinlaan 2, 1050 Brussel
Tel 02-6293035, Fax 02-6293022
Email: canibas@vub.ac.be

² Dept. Geografie-Geologie, K.U.Leuven
Celestijnenlaan 200e - bus 2410,
3001 Heverlee

³ Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
Departement Biologie
Universiteit Antwerpen
Universiteitsplein 1,
B-2610 Wilrijk (Antwerpen)

⁴ Vakgroep Civiele Techniek
Laboratorium voor Hydraulica
Universiteit Gent

Monitoren van waterkwantiteit en -kwaliteit in de onverzadigde zone van de bodem

De staalname van bodemwater vereist het aanbrengen van een 'representatieve' zuigkracht. Met representatief wordt bedoeld een zuigspanning zo dicht mogelijk bij de heersende bodemmatrixpotential. Dit is essentieel om waterfluxen en contaminatieconcentraties, kortweg de contaminatieflux, correct te kunnen meten. Volgend artikel geeft een beknopt overzicht van de verschillende systemen voor het bemonsteren van het bodemwater, waarna het ontwerp, de installatie en evaluatie van een experimentele pilootinstallatie voor het online bemonsteren van het bodemwater wordt beschreven. In deze pilootopstelling wordt bodemwater onttrokken met behulp van Passive Capillary Wick Samplers of PCAPS. PCAPS maken gebruik van de capillaire eigenschappen van een glasvezelwiel als leverancier van de vereiste negatieve druk. De eerste resultaten van deze pilootinstallatie tonen aan dat PCAPS goedkoop, robuust en gemakkelijk te installeren zijn en dus uitermate geschikt om onder natuurlijke omstandigheden het percolerend bodemwater te monitoren. In de besluiten worden de mogelijkheden van PCAPS voor het monitoren van contaminantfluxen, o.a. voor het monitoren van de nitraatflux uit de wortelzone ten behoeve van de validatie en bijsturing van de regelgeving in het MestAcitePlan, toegelicht.

Inleiding

Het kwantificeren van de uitspoeling van nitraat, zware metalen, pesticiden en andere contaminanten uit de wortelzone vereist het in-situ meten van deze fluxen. Traditioneel worden contaminantfluxen in de onverzadigde zone geschat op basis van concentratiemetingen in bodemstalen. Hierbij worden twee belangrijke processen over het hoofd gezien, namelijk: (i) de afhankelijkheid van de contaminantconcentratie in het bodemstaal aan de techniek die gebruikt wordt voor de extractie van het bodemwater, en (ii) de contaminatieconcentratie in een bodemstaal bevat geen informatie over de mobiliteit van de contaminant. Met andere woorden het schatten van contaminantfluxen, als het product van bodemcontaminantconcentraties met ramingen van waterfluxen uit de wortelzone naar het grondwater kan leiden tot grote onder-, resp. overschattingen van de mobiele contaminantfluxen.

Omwille van deze reden is rechtstreekse staalname van het bodemwater onder natuurlijke omstandigheden en het bepalen van de concentratie aan opgeloste stoffen in het bemonsterd bodemwater essentieel. Het cruciale hierbij is dat het bodemwater op correcte manier dient bemonsterd, hetgeen bemonsteren bij een representatieve zuigkracht vereist. Het bodemwater wordt doorgaans opgevangen in een poreuze kaars of plaat. De zuigkracht die in de kaars en aan de onderkant van de plaat wordt aangelegd dient gelijk te zijn aan de in de bodem heersende matrixpotential op het ogenblik van bemonstering. Verschillen tussen de aangelegde zuigkracht en de omgevingsmatrixpotential leiden tot foute fluxmetingen. Reden hiervoor is dat bij hoger aangelegde zuigkracht dan de omgevingsmatrixpotential lateraal bodemwater wordt aangezogen, waardoor hogere fluxen worden gemeten dan in het profiel optreden (Brye et al., 1999, Mertens et al., 2005). Tweede reden waarom de aangelegde zuigkracht gelijk moet zijn aan de

omgevingsmatrixpotential is de afhankelijkheid van de contaminantconcentratie aan de aangelegde zuigkracht. De aangelegde zuigkracht bepaalt welke poriën bemonsterd worden. Zo zal een te hoge zuigkracht leiden tot het bemonsteren van contaminant aanwezig in zeer kleine en dus immobiele poriën (Landon et al., 1999, Flury et al., 1999, Kosugi and Katsuyama, 2004).

De staalname van bodemwater in onverzadigde bodems gebeurt traditioneel bij middel van een poreuze kaars. Het grote nadeel verbonden aan deze is dat ze niet in staat zijn fluxen te meten. Redenen zijn de kleine opvangoppervlakte van de kaars en het moeilijk te definiëren bodemvolume dat bemonsterd wordt (Weihermuller et al., 2005). Daarom zijn alternatieven ontwikkeld op basis van poreuze plaatsystemen waarbij geen ('zero tension systems') of een constante zuigkracht ('constant tension systems') wordt aangelegd. Normaliter wordt de zuigkracht die varieert tussen -100 en -300 cm waterkolom onderhouden door een vacuumpomp. De keuze van het vacuumniveau is erg bepalend daar dit het volume bepaalt dat wordt opgevangen. Een relatief nieuwe en conceptueel aantrekkelijke bemonsteringstechniek is de 'Automatic Equilibrium Tension Plate Lysimetry' (AETPL). Hierbij wordt de aangelegde zuigkracht afgesteld op basis van de omgevingsmatrixpotential (Brye et al., 1999, Masarik et al., 2004, Kasteel et al., 2006, Mertens et al., 2007b). De AETPL systemen laten toe het bodemwater te bemonsteren bij een zuigkracht gelijk aan de omgevingsmatrixpotential, met andere woorden deze systemen meten theoretisch exact de water- en contaminantfluxen die in de bodem optreden. Het grote nadeel van deze systemen is de kostprijs, als gevolg van vrij dure onderdelen als een vacuumpomp, tensiometers, controle-eenheid

Afkortingen: AETPL, Automatic Equilibrium Tension Plate Lysimeter; DOM, Dissolved Organic Matter; PCAPS, Passive Capillary Wick Samplers, TDR, Time Domain Reflectometry

voor het sturen van de vacuumpomp zodanig dat de zuigkracht die aan de poreuze plaat wordt aangelegd gelijk is aan de omgevingsmatrix-potentiaal, en anderen.

Als alternatief voor de 'zero tension', 'constant tension' en 'AETPL' systemen wordt in dit artikel de Passive-CAPillary wick Samplers (PCAPS, Brown et al., 1986) beschreven. Dit systeem bestaat reeds twee decennia (Knutson and Selker, 1994, Gee et al., 2002, 2003) en gebruikt voor het creëren van de zuigspanning en het geleiden van de waterflux een glasvezelwiek die gebruikt worden in warmteisolatie opstellingen. Aan één uiteinde wordt de glasvezel wick ontrafeld en opengespreid op een plaat die geperst wordt tegen de bodem. De zuigkracht in het ontrafeld gedeelte van de wick wordt ontwikkeld door de hangende waterkolom in de glasvezelwiek. Het niet ontrafelde uiteinde van de wick draineert vrij in een opvangcontainer. De wick dient dus als leverancier van de zuigkracht en transportmedium van het bemonsterd bodemwater naar de collector. Belangrijke voordelen van dit systeem zijn dat noch een poreuze plaat, noch een vacuumpomp vereist zijn. Het systeem is gemakkelijk te installeren en eenvoudig van onderhoud en energiegebruik. Uiteraard cruciaal voor een goede werking is de lengte van de wick aangezien deze bepalend is voor de lengte van de hangende watertafel en dus voor de aangelegde zuigkracht.

Uit een discussie tussen een aantal onderzoekers (Gee, 2005, Norman et al., 2005) blijkt dat de keuze tussen PCAPS en AETPLs niet evident is en functie van de beschikbare middelen en vereiste accuraatheid. In theorie zijn AETPLs en PCAPS in staat fluxen correct te meten. AETPLs zijn duur en fragiel, terwijl PCAPS eenvoudig en robuust zijn. Via numerische analyse kon worden aangetoond dat artefacten gecreëerd tijdens de installatie van

beide systemen aanleiding geven tot fouten in gemeten fluxen die aanzienlijk groter zijn dan de verschillen in flux die beide systemen onder gelijke omgevingsomstandigheden meten (Mertens et al., 2005, 2007a).

Met dit artikel geven de auteurs een korte beschrijving van (i) bestaande systemen voor het monitoren van het mobiele bodemwater (inleiding), (ii) het ontwerp, de installatie en de evaluatie van PCAPS opgesteld in het proefveld 'Ter Munck' in Heverlee (materiaal en methoden, resultaten en bespreking), en (iii) de potentiële mogelijkheden van PCAPS voor het meten van contaminantfluxen die uit de wortelzone percoleren (besluiten).

Materiaal en methoden

Voor een experimenteel onderzoek in het kader van de analyse van de invloed van verhoogde opgeloste organische stof (Dissolved Organic Matter, kortweg DOM) op de uitspoeling van koper en pesticiden naar het grondwater werden op het proefveld 'Ter Munck' (Heverlee) 16 PCAPS geïnstalleerd aan beide kanten van een 16 m lange sleuf, 2,5 m diep en 2 m breed. De PCAPS werden geplaatst op een diepte van 45 cm beneden maaiveld (Figuur 1). Loodrecht op de sleuf werden 4 behandelingen in tweevoud (8 proefvelden met 2 PCAPS per proefveld) aangelegd, respectievelijk de toepassing van drijfmest, irrigatie met organisch aangerijkt afvalwater, verminderde bodembewerking ('reduced tillage') en controle. Het bodemwater dat via de PCAPS wordt opgevangen wordt tweewekelijks verzameld en chemisch geanalyseerd.

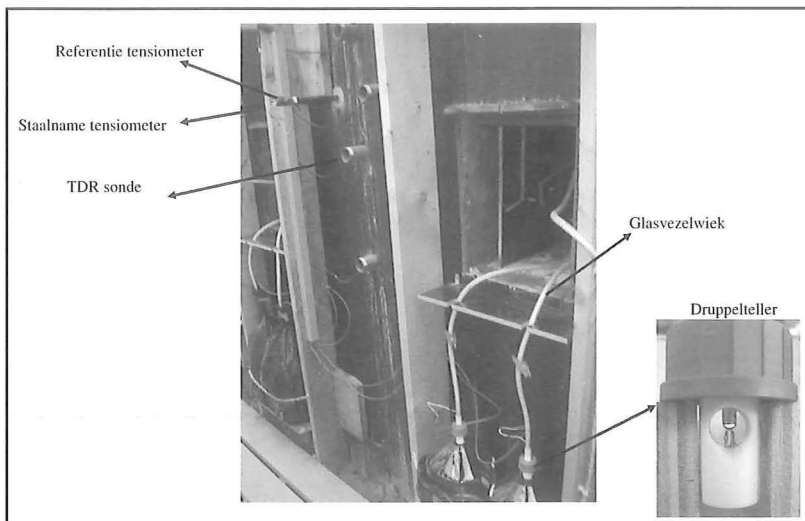
Voor het bepalen van de uitspoeling en de numerische analyse van de water- en contaminantfluxen worden uurlijks de metingen van volgende variabelen opgeslagen: (i) het bodemvochtgehalte met behulp van 'Time Domain Reflectometry' probes (TDR-probes), (ii) de omgevingsmatrixpotentiaal gemeten met behulp van tensiometers, en (iii) de waterflux gemeten met een druppelteller (Figuur 2). Acht van de 16 PCAPS (1 PCAPS per proefveld) werd uitgerust met een tensiometer 5 cm boven de wick sampler, hetzij op een diepte van 40 cm beneden maaiveld. De matrixpotentiaal gemeten door deze tensiometer wordt in volgende de staalnamepotentiaal genoemd. Tussen de twee PCAPS in elk proefveld wordt ook de matrixpotentiaal gemeten in de bodem en deze wordt aangeduid als referentiepotentiaal. Verschillen in de matrixpotentialen gemeten door de tensiometer net boven de PCAPS (staalname) en door de tensiometer in de onverstoorde bodem (referentie) laten toe het effect van de staalname op de waterhuishouding in de buurt van de PCAPS te evalueren en artefacten te identificeren.

Discrepancie tussen de referentie- en de staalnamepotentiaal wijst op lokale verschillen in bodemvochttoestand boven de PCAPS en de

Figuur 1: Bovenaanzicht van de experimentele pilootopstelling 'Ter Munck' (Heverlee)



Figuur 2: Foto van 2 PCAPS met bijhorende TDR-sondes, tensiometers en druppeltellers



onverstoorde bodem. Deze verschillen kunnen aanleiding geven tot verschillen in chemische en microbiologische omstandigheden en dus tot verschillen in contaminantconcentraties in het opgevangen bodemwater. Wanneer contaminantconcentraties nauwkeurig moeten gemeten worden is overeenkomst tussen referentie- en staalnamepotentiaal een vereiste.

Tussen de 2 PCAPS in elk veldje werden verticaal in het profiel 4 TDR probes geïnstalleerd, resp. op 20, 40, 60 en 100 cm diepte, om de bevochtiging en uitdroging van het profiel te monitoren. Verder werden druppeltellers geïnstalleerd om het uit de wick percolerend water in functie van de tijd te meten (fluxmeting). Ingevolge de ontwikkeling en kalibratie van de druppeltellers, werden deze pas recentelijk in de pilootinstallatie geïnstalleerd, en zijn er alsnog onvoldoende gegevens beschikbaar voor de analyse van hun prestatie. Een gedetailleerde beschrijving van de druppeltellers en de resultaten van de kalibratie van deze in het laboratorium is beschikbaar in Mertens et al., 2007c. De neerslag op de site wordt gemeten bij middel van twee regenmeters (resolutie van 0,2 mm per 10 minuten; ARG-100 Environmental Measurements Ltd., Verenigd Koninkrijk), opgesteld aan de twee uiteinden van de 16 m lange sleuf. Het geheel van metingen wordt gestuurd en opgeslagen door middel van een CR10X datalogger (Campbell Scientific Inc., UT, USA) die via een 12 V batterij, aangeschakeld aan een zonnepaneel, gevoed wordt. Aan de hand van een CS-GSM (Campbell Scientific Inc., UT, USA) modem worden de data dagelijks verzonden naar een netwerkschijf).

Resultaten en discussie

Vóór de installatie van de PCAPS werd de retardatie van contaminanten (koper en pesticiden) in de wick onderzocht bij middel van sorptieproeven in het laboratorium. Er werd geen significante retardatie van koper en de pesticiden atrazine en

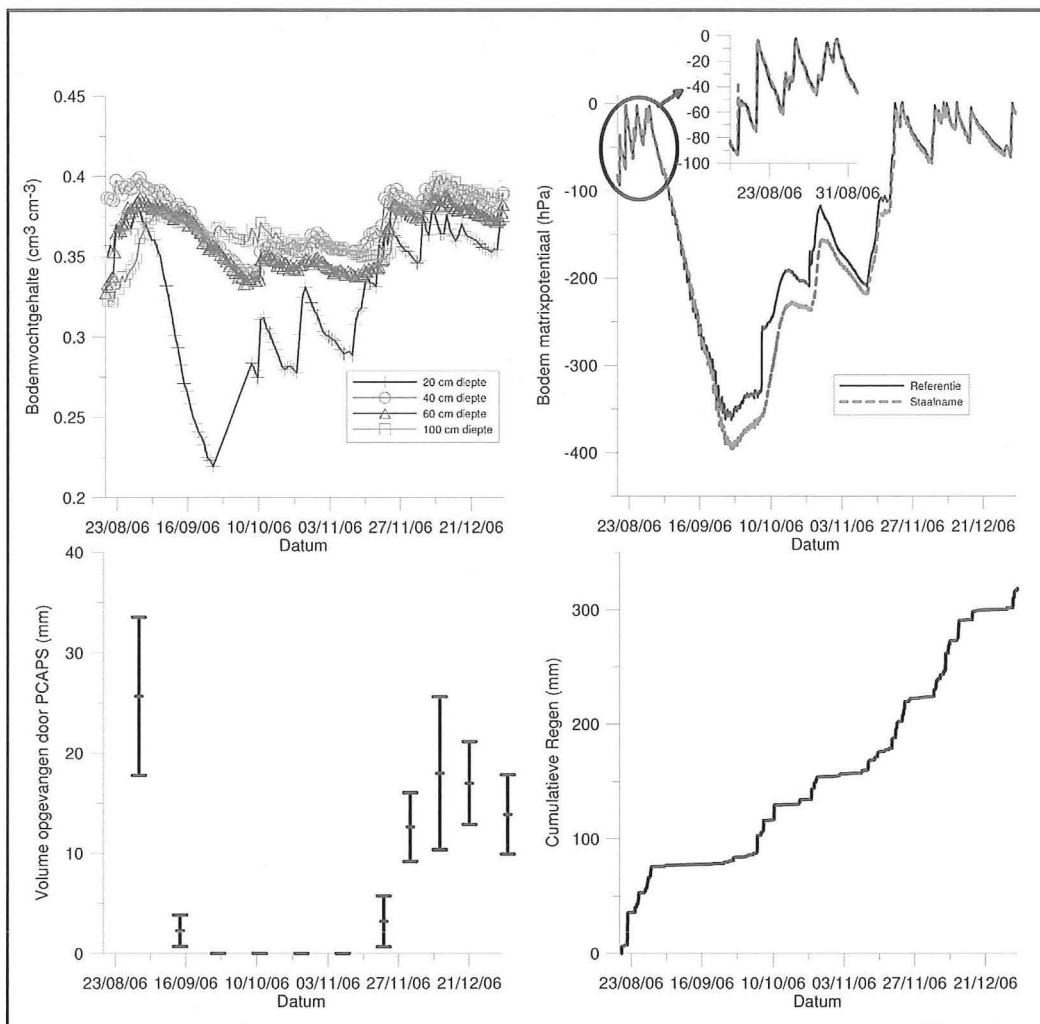
trifluralin waargenomen indien de wicken gedurende 4 u verhit werden op 400°C.

Figuur 3 toont de bodemvochtgehalten, referentie- en staalnamepotentialen gemeten in proefveld 1, de gemiddelde standaardafwijking van de watervolumes gemeten door de 16 PCAPS, alsook de cumulatieve neerslag tussen 19 augustus en 31 december 2006. De lengte van de wick werd gedurende deze periode constant gehouden op 100 cm. Figuur 3 illustreert dat het bodemvochtgehalte op 20 cm diepte snel reageert op regen, terwijl een aanzienlijke vertraging waargenomen wordt op grotere diepte. Zowel de referentie- als de staalnamepotentiaal reageren vrij gelijkmatig op regen zonder significante vertraging in de tijd.

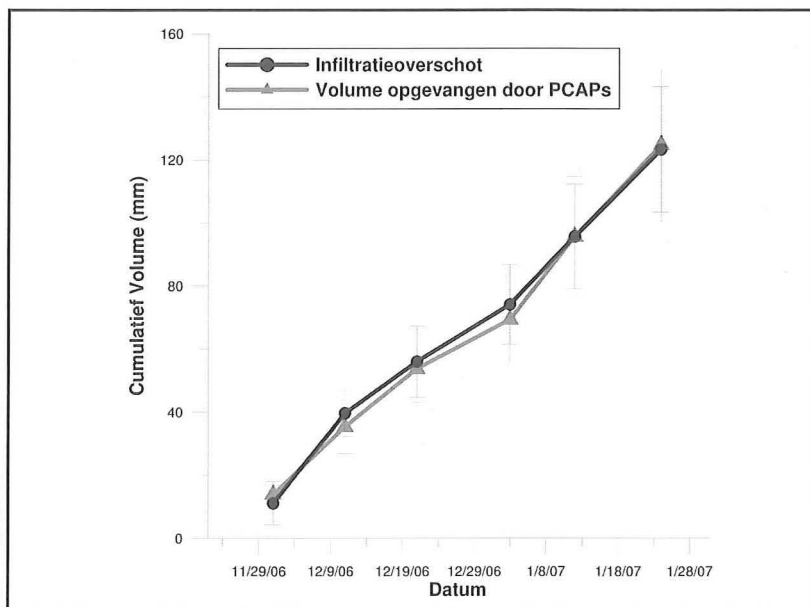
Ondanks de constante wicklengte van 100 cm werd een zeer goede overeenkomst waargenomen tussen de referentie- en staalnamepotentiaal in alle proefveldjes, analoog aan de resultaten voor proefveld 1 weergegeven in Figuur 3. Tijdens natte perioden, wanneer de matrixpotentiaal groter is dan 100 cm waterkolom, is het verschil tussen de referentie- en staalnamepotentiaal bijzonder klein. Tijdens droge periode worden boven de PCAPS meer negatieve matrixpotentialen opgetekend dan in de onverstoorde bodem tussen de PCAPS. Het verschil wordt toegeschreven aan het uitdrogen van de bodem omheen de tunnel waar de PCAPS geïnstalleerd werden. Het effect van deze verschillen op de gemeten fluxen zal klein tot verwaarloosbaar zijn ingevolge de lage waarde van de waterflux bij droogte. De aandacht van de lezer wordt getrokken op het feit dat overeenkomst tussen de referentie- en staalnamepotentiaal niet automatisch leidt tot identieke fluxen gemeten door de PCAPS en deze die in de onverstoorde bodem optreden. Eerder uitgevoerde numerische analyses hebben namelijk aangetoond dat de wicklengte een marginaal klein effect heeft op de matrixpotentiaal boven een PCAPS, terwijl het een groot effect heeft op het volume bodemwater dat door de PCAPS wordt gecapteerd (Mertens et al., 2007a). De modelanalyse voor de bodem- en klimaatsomstandigheden van de pilootinstallatie 'Ter Munck' (Heverlee) gaf een overschatting van de opgevangen waterflux met 100% bij een constante wicklengte van 100 cm, terwijl dit nagenoeg niet leidde tot een verschil in gesimuleerde matrixpotentiaal boven de PCAPS en in de onverstoorde bodem. Uit voorgaande dient geconcludeerd dat overeenkomst tussen referentie- en staalnamepotentiaal niet automatisch resulteert tot een opgevangen waterflux welke overeenstemt met de werkelijke waterflux in de onverstoorde bodem.

In Figuur 4 is het opgevangen bodemwater door de PCAPS voor de periode 22 november 2006 tot 24 januari 2007 cumulatief uitgezet, alsook het cumulatief infiltratieoverschot. Het cumulatief infiltratieoverschot werd uit de waterbalans afgeleid. Daar het bodemvochtgehalte bij het begin van de observatie periode nagenoeg gelijk is aan het bodemvochtgehalte op het einde van de pe-

Figuur 3: Bodemvochtgehalte op 20, 40, 60 en 100 cm diepte, referentie- en staalnamepotentialen op 40 cm diepte in proefveld 1, gemiddelde en standaarddeviaties van de opgevangen bodemwatervolumes door de 16 PCAPS en de cumulatieve neerslaghoeveelheid tussen 19 augustus en 31 december 2006



Figuur 4: Cumulatief gemiddelde en standaardafwijking van het infiltratieoverschot (regen van 10 nabijgelegen weerstations min de geschatte gewasverdamming) en gemiddelde en standaardafwijking van het cumulatief volume opgevangen bodemwater door de 16 PCAPS in de periode 22 november 2006 tot 24 januari 2007



riode, mag worden gesteld dat het infiltratieoverschot kan worden afgeleid uit het verschil tussen de cumulatieve neerslag en de cumulatieve verdamping. De referentie evapotranspiratie (ET_0) gemeten te Ukkel (gelegen op een afstand kleiner dan 25 km) werd gebruikt om de gewasevapotranspiratie voor winterarwe te berekenen, op basis van de FAO-56 voorschriften (Allen et al., 1998). Aangezien problemen met de lokale neerslagmetingen werd voor de berekening van het cumulatief infiltratieoverschot gebruik gemaakt van de gemiddelde dagneerslagsom van 10 nabijgelegen meetstations (gelegen op een afstand tussen 2 en 20 km van het proefveld). Figuur 4 toont aan dat het gemiddeld cumulatief opgevangen volume bodemwater door de 16 PCAPS overeenstemt met het berekend infiltratieoverschot, hetgeen wijst op een accurate bemonstering van de bodemwaterflux.

Dit is echter in tegenstelling met de modelvoorspellingen die een 100% overschatting van de natuurlijke waterflux voorspelden bij een constante wielengte van 100 cm (Mertens et al., 2007a). Reden voor deze contradictie ligt in het verschil in staalname-efficiëntie tussen de gedominateerde PCAPS en de echte PCAPS na installa-

tie. In het model wordt een perfecte overgang en een perfect contact verondersteld tussen bodem en wick. Dit kan in realiteit minder ideaal zijn als gevolg van (i) niet genoeg opengespreid wick-materiaal op de plaat en/of (ii) mogelijke compactie van de bovengelegen bodem als gevolg van de installatie. Bijkomende reden voor de discrepantie tussen modelvoorspellingen en de geobserveerde waterfluxen zijn de onzekerheden in de hydraulische wickparameters gebruikt in het model (gebaseerd op een studie van Knutson and Selker, 1994). Verder dient men ook voorzichtig te zijn met het interpreteren van korte waterbalansen ten gevolge van de onzekerheid intrinsiek verbonden aan de schatting van gewasevapotranspiratie en het meten van neerslaghoeveelheden. Vandaar dat een toekomstige gedetailleerde studie gebaseerd op een combinatie van een langere waterbalans met de uurlijkse metingen van bodemvochtgehalte en bodemmatrix-potentiaal tot betere schattingen van de PCAPS-efficiëntie zal leiden.

Conclusies

Op basis van preliminaire resultaten verzameld op het proefveld 'Ter Munck' (Heverlee) kan besloten worden dat PCAPS goedkope en robuuste systemen zijn voor het bemonsteren onder natuurlijke omstandigheden van de waterflux. Verschillen in matrixpotentiaal boven PCAPS en de omgeving zijn beperkt waaruit mag worden besloten dat verschillen in chemische en microbiologische processen boven PCAPS en de omgeving klein tot verwaarloosbaar zijn en dat de contaminantconcentraties gemeten op de opgevangen waterflux representatief zijn voor de onverstoorde bodem. Verschillen in opgevangen en gesimuleerde volumes suggereren dat deze met de nodige kritische ingesteldheid dienen te worden gevalideerd aan de resultaten van eenvoudige waterbalansberekeningen.

Voor het monitoren van de nitraatflux uit de wortelzone naar het grondwater ter ondersteuning bv. van het mestbeleid in Vlaanderen wordt gedacht aan een meer compacte uitvoering van de PCAPS die op het proefveld 'Ter Munck' (Heverlee) werden geïnstalleerd. De vereenvoudigde versie zou kunnen bestaan uit een opengespreide wick gemonteerd op een inoxplaat en uitmondend in een plastic container. Dit systeem is makkelijk te installeren vanuit een ondiepe put (bv. PCAPS op 40 cm diepte en wicklengte 1 meter, of een totale diepte van 1.4 m), die na installatie terug wordt opgevuld, zodanig dat aan de bodemoppervlakte slechts twee slangetjes zichtbaar zijn, nl. één slangetje voor het bemonsteren van het water opgevangen in de container, en een tweede slangetje voor luchttoevoer tijdens het opzuigen van het percolatiewater. Een aantal van deze vereenvoudigde uitvoeringen kunnen op verschillende locaties met verschillend bodem-landgebruik geplaatst worden, waardoor het mogelijk wordt een reëel beeld te krijgen van de nitraatuitspoeling uit de wortelzone. PCAPS zouden ook kunnen wor-

den ingezet voor het verzamelen van de nodige gegevens voor het vastleggen van de dynamiek van de uitspoeling van pesticiden en andere contaminanten.

Referenties

- Allen, R., L. Pereira, D. Raes and M. Smith, 1998. Crop evapotranspiration (Guidelines for computing crop water requirements). FAO Irrigation and Drainage Paper, No. 56, Rome, Italy, 297p
- Brown, K.W., J. C. Thomas and M.W. Holder, 1986. Development of a capillary wick unsaturated zone water sampler. Environmental Monitoring System Laboratory, United States Environmental Protection Agency, Las Vegas
- Brye, K.R., J.M. Norman, L.G. Bundy and S.T. Gower, 1999. An equilibrium tension lysimeter for measuring drainage through soil. Soil Sci. Soc. Am. J., 63: 536-543
- Flury M., M.V. Yates and W.A. Jury, 1999. Numerical analysis of the effect of the lower boundary condition on solute transport in lysimeters. Soil Sci. Soc. Am. J., 63: 1493-1499
- Gee, G.W., 2005. Comments on "Improvements to Measuring Water Flux in the Vadose Zone" (K.C. Masarik, J.M. Norman, K.R. Brye and J.M. Baker). J. Environ. Qual., 33: 1152-1158). J. Environ. Qual., 34: 408-409
- Gee, G.W., A.L. Ward, T.G. Caldwell and J. C. Ritter, 2002. A vadose zone water fluxmeter with divergence control, Water Resour. Res., 38: DOI 10.10129/2001WR000816
- Gee, G.W., Z.F. Zhang and A.L. Ward, 2003. A modified vadose-zone fluxmeter with soil collection capability. Vadose Zone J., 2: 627-632
- Kasteel, R., T. Pütz and H. Vereecken, 2006. An experimental and numerical study on flow and transport in a field soil using zero tension lysimeters and suction plates. European Journal of Soil Science, 58:632-645
- Knutson, J.H. and J.S. Selker, 1994. Unsaturated hydraulic conductivities of fiberglass wicks and designing capillary wick pore-water samplers. Soil Sci. Soc. Am. J., 58: 721-729
- Kosugi, K. and M. Katsuyama, 2004. Controlled-suction period lysimeter for measuring vertical water flux and convective chemical fluxes. Soil Sci. Soc. Am. J., 68: 371-382
- Landon, M.K., G.N. Delin, S.C. Komor and C.P. Regan, 1999. Comparison of the stable-isotopic composition of soil water collected from suction lysimeters, wick samplers, and cores in a sandy unsaturated zone. J. Hydr., 224: 45-54

Masarik, K.C., J.M. Norman, K.R. Brye and J.M. Baker, 2004. Improvements to measuring water flux in the vadose zone. *J. Environ. Qual.*, 33: 1152-1158

Norman, J.C., K.C. Masarik, K.R. Brye, and J.M. Baker, 2005. Reply. *J. Environ. Qual.*, 34: 409-410

Mertens, J., G.F. Barkle and R. Stenger, 2005. Numerical analysis to investigate the effects of the design and installation of equilibrium tension plate lysimeters on leachate volume. *Vadose Zone J.*, 4: 488-499

Mertens, J., J. Diels, J. Vanderborght and J. Feyen. 2007a. Numerical Analysis of Passive Capillary Wick Samplers prior to Field Installation, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71: 35-42

Mertens J., J. Vanderborght, R. Kasteel, T. Pütz, R. Merckx, J. Feyen and E. Smolders, 2007b. Dissolved Organic Carbon Fluxes under Bare Soil. *J. Environ. Qual.*, 36: 597-606

Mertens, J., V. Tuts, J. Diels, J. Vanderborght, J. Feyen and R. Merckx, 2007c. Design and testing of a drop counter for use in vadose zone water samplers, *Vadose Zone J.*, in press

Weihermuller, L., R. Kasteel, J. Vanderborght, T. Pütz and H. Vereecken, 2005. Soil water extraction with a suction cup: Results of numerical simulations. *Vadose Zone J.*, 4: 899-907

J. Mertens, F. Amery, K. Cheyns, F. Degryse, I. De Troyer, J. Diels, J. Feyen, R. Merckx, E. Smolders, D. Springael en J. Vanderborght*

*Bodem- en Waterbeheer
K.U. Leuven,
Celestijnenlaan 200E,
3001 Heverlee,*

** Tel.: +32 16 32 97 56; Fax: +32 16 32 97 60;
e-mail: mertensja@yahoo.co.nz*

Ecohydrologische onderbouwing van inrichtingsprojecten waterlopen

Vanuit de principes van het integraal waterbeheer is het wenselijk dat de waterbeheerder aandacht besteedt aan een aangepast peilbeheer, dit in functie van de verschillende doelstellingen in het valleigebied (natuur, bos, landbouw,...). De interactie tussen oppervlaktewater, grondwater en de verschillende functies van het valleigebied staat hierbij centraal. De VMM nam de voorbije jaren heel wat initiatieven die het mogelijk maken het peilbeheer sterker te onderbouwen. Zo werd een kennisoverzicht over overstromingen opgemaakt met nadruk op de impact van overstromingen op natuur, bos en landbouw. Daarnaast werd in opdracht van VMM en de drinkwatermaatschappijen het ecohydrologische model NICHE Vlaanderen ontwikkeld. In dit artikel wordt aan de hand van een aantal voorbeelden aangetoond hoe het oppervlaktewaterbeheer zijn invloed heeft op het grondwaterregime en zo ook het landgebruik in de vallei, én hoe de verschillende instrumenten hierbij ingezet kunnen worden.

1. Inleiding

In het verleden was de waterbeheerder hoofdzakelijk gefocust op de afvoerfunctie van waterlopen. Vanuit de principes van het integraal waterbeheer is het wenselijk voldoende aandacht te besteden aan de realisatie van ecologische doelstellingen van de waterloop. Daarnaast zijn er ook heel wat vragen naar een aangepast peilbeheer in functie van de verschillende doelstellingen in het valleigebied (natuur, bos, landbouw,...).

Veel valleigebieden in Vlaanderen hebben een natuurbestemming gekregen in uitvoering van het Vlaamse en/of Europese natuurbeleid. Maar ook het decreet Integraal Waterbeleid en de EU-kaderrichtlijn Water vragen een verhoogde aandacht voor de terrestrische ecosystemen die afhankelijk zijn van het watersysteem. Voor de realisatie van de natuurdoelstellingen in het valleigebied is het wenselijk dat een oppervlaktewater- en grondwaterregime bereikt wordt waarbij de natuurdoelstellingen van beschermde valleigebieden maximaal gerealiseerd kunnen worden zonder de andere doelstellingen van het valleigebied disproportioneel te belemmeren.

Het is belangrijk over een goede kennis te beschikken om de gewenste doelstellingen te vertalen in concrete maatregelen. Hierbij is vooral de kennis over de interactie tussen oppervlaktewater, grondwater en grondwaterafhankelijke natuurtypes essentieel. Ook overstromingen kunnen een belangrijke, positieve of negatieve, invloed uitoefenen op de natuurkwaliteit van valleigebieden.

De vragen naar ecohydrologische onderbouwing kunnen zowel komen van de natuurbeheerder als van de waterbeheerder. Voor de natuurbeheerder is ecohydrologie in eerste instantie belangrijk om de vereisten van het watersysteem, voornamelijk het oppervlakte- en grondwaterregime, te formuleren en dit voor het bereiken van de gewenste natuurdoelstellingen. Een typisch voorbeeld hiervan zijn de instandhoudingdoelstellingen voor "natte en vochtige natuurtypes" in speciale beschermingszones (SBZ's). Ook voor de opmaak van gebiedsvisies in functie van beheerplannen, natuurrichtplannen,... is een goede ecohydrologische kennis veelal onmisbaar om de potenties

en knelpunten aan te duiden. Zonder ecohydrologische onderbouwing bestaat het gevaar een foutieve inschatting te maken van de mogelijkheden van het gebied.

Voor de waterbeheerder is het belangrijk te weten wat het effect is van de geplande ingrepen op de van het watersysteem afhankelijke terrestrische ecosystemen. Ingrepen die mogelijk een invloed hebben op het peilbeheer zijn de inrichting van overstromingsgebieden, de hermeandering en/of structuurherstel van waterlopen, de aanleg van visdoorgangen, ruiming en/of kruidmaaiingen,... Ook grondwaterwinningen kunnen natuurlijk een belangrijke impact uitoefenen op het ondiepe grondwaterregime. Onder meer via het vergunningenbeleid kan de waterbeheerder hier een belangrijke sturende rol opnemen.

2. Ecohydrologische onderbouwing van overstromingsgebieden

Een belangrijke uitdaging van de waterbeheerder is de waterberging in valleigebieden te optimaliseren. Het is logisch dat deze waterberging enkel in open ruimtes (landbouw, natuur, bos) gerealiseerd kan worden. Terwijl vroeger veelal monofunctionele wachtbekkens gebouwd werden waarbij andere functies afwezig of beperkt waren, opteert de waterbeheerder er nu meer voor om ook andere open ruimte-functies te behouden. Het is evident dat dit enkel aanvaardbaar is mits deze waterberging geen of een beperkte negatieve impact heeft op deze functies. In opdracht van afdeling Water werden de mogelijkheden voor multifunctionaliteit van overstromingsgebieden grondig wetenschappelijk onderzocht (De Nockere et al, 2007). In deze studie werd in kennistabellen de combineerbaarheid van overstroming met de verschillende natuurtypes in kaart gebracht.

De kwetsbaarheid van natuur- en bostypes is vooral afhankelijk van de overstromingsfrequentie (jaarlijks, 5-jaarlijks,...), de overstromingsduur (dag, week, paar weken) en het overstromingstijdstip (winter of zomer). Sommige natuur- en bostypes verdragen relatief goed overstromingen

zoals dottergraslanden of voedselrijke elzenbroekbossen terwijl andere natuurtypes zeer kwetsbaar zijn zoals wintereiken-beukenbossen. Heel wat factoren en processen bepalen de impact van overstroming op de natuurpotenties (zie fig. 1). Het is evident dat ook de waterkwaliteit hierbij zeer belangrijk is. Niet alleen verontreiniging, maar ook het watertype (gebufferd, voedselrijkdom) speelt hierbij een rol. Hiervoor werd een aparte kennistabel opgemaakt. Het is natuurlijk evident dat een slechte waterkwaliteit (bvb. verontreiniging met zware metalen) nefast is voor de natuurkwaliteit van een overstromingsgebied. Hier zijn echter nog veel onzekerheden. Elke belasting moet vermeden worden, maar wat de impact is van bijvoorbeeld organische verontreiniging blijft onduidelijk.

De (economische) impact van overstromingen voor bossen, meer bepaald de houtopbrengst werd ook nagegaan. Hieruit blijkt dat winteroverstromingen weinig schade veroorzaken, terwijl zomeroverstromingen wel negatieve gevolgen hebben. Ook voor landbouw werd de combineerbaarheid met overstromingen nagegaan. Grasland verdraagt overstromingen, zeker in de wintermaanden, relatief goed. Maïs, akkergewassen en hoogwaardige gewassen (bvb. groententeelt) zijn in afnemende mate combineerbaar met overstromingen.

Door gebruik te maken van de verschillende kennistabellen voor natuur, bos en landbouw kan de keuze van overstromingsgebieden mede verantwoord worden op basis van het aanwezige landgebruik. Op basis hiervan kunnen ook compenserende of begeleidende maatregelen genomen worden voor de verschillende gebruiksfuncties. Zo kan voor landbouw bij eventueel opgelopen schade een vergoeding voorzien worden. Voor natuur kunnen compenserende maatregelen genomen worden zoals bijvoorbeeld beekherstelmaatregelen (hermeandering) of anti-verdrogingsmaatregelen (bvb. door verontdieping

van drainagesysteem). Uit onderzoek blijkt namelijk dat vooral grote peilschommelingen (nat bij overstroming, droog in periodes met weinig neerslag) nefast zijn voor de natuurkwaliteit.

Er kan gesteld worden dat bij realisatie van extra waterberging in valleigebieden er al heel wat informatie bekend is zodat de impact van overstromingen op natuur, bos en landbouw correct kan worden ingeschat. Veel van deze kennis is echter gebaseerd op expert-judgement. Het is daarom essentieel de gerealiseerde overstromingsgebieden te monitoren naar natuur, bos en landbouw zodat de kennis verder wetenschappelijk kan worden onderbouwd...

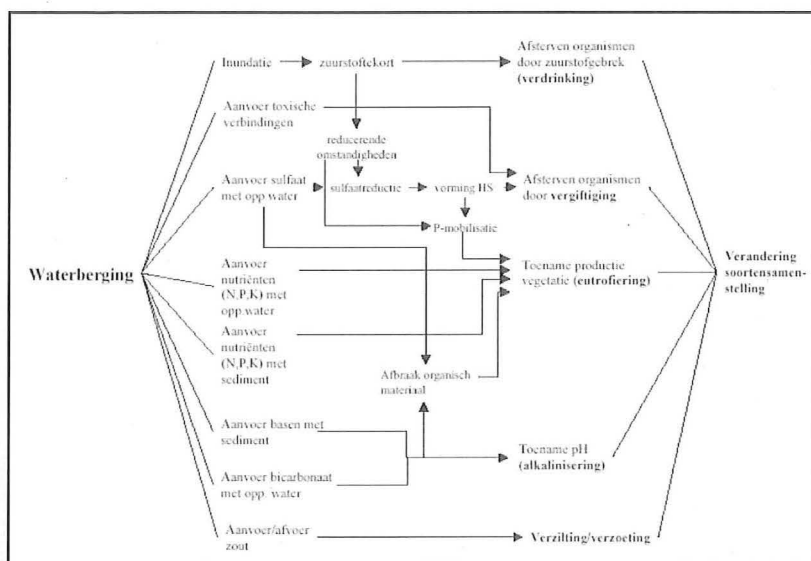
3. Ecohydrologische onderbouwing van rivierherstelprojecten

De EU-kaderrichtlijn Water heeft oa als doelstelling de biologische kwaliteit van watersystemen te herstellen. Hiertoe is het belangrijk zowel de waterkwaliteit als de hydromorfologische kwaliteit te verbeteren. Om de continuïteit en structuurherstel van de waterloop te herstellen worden verschillende maatregelen door de waterbeheerders genomen. Het is belangrijk bij de voorbereiding van dergelijke maatregelen ook de impact op het valleigebied na te gaan. Bij de sanering van een vismigratieknelpunt ter hoogte van een stuw (bvb. watermolen) via een nevengeul bestaat de kans dat verdroging optreedt in de zone naast de nevengeul. Het is belangrijk na te gaan of dit al dan niet aanvaardbaar is en of aangepaste maatregelen wenselijk zijn.

Door hermeandering van een waterloop wordt meestal een hoger waterpeil in de waterloop gerealiseerd. Door de toegenomen lengte en bochten wordt een opstuwend effect veroorzaakt wat veelal vernatting van het valleigebied zal veroorzaken. Het is evident dat bij dergelijke projecten de impact op het landgebruik in het valleigebied wordt nagegaan. Hiertoe is het veelal noodzakelijk om de nodige scenario's met het oppervlaktewatermodel, grondwatermodel en ecohydrologische model te evalueren. Met het oppervlaktewatermodel kan de peilverandering in de waterloop nagegaan worden. Op basis van deze resultaten kan met het grondwatermodel de wijziging van de kweldruk en het effect op grondwaterpeilen in het valleigebied worden bekeken. Met het ecohydrologische model tenslotte wordt de impact van de gewijzigde grondwaterhuishouding op de natuurkwaliteit van het valleigebied geëvalueerd.

Voor de Dommel (Neerpelt) in het natuurgebied Hageven werd dergelijke geïntegreerde modellering uitgevoerd. De bedoeling is om de oude meanders van de Dommel uit te graven en terug aan te sluiten én de bestaande bedding ter hoogte van de oude meanders te dempen. Voor de Dommel is zowel de ligging als de dwarssectie van de oude meanders goed gekend. Uit de oppervlaktewatermodellering blijkt dat door de geplande ingrepen een peilstijging in de waterloop gerealiseerd kan worden van maximaal 50cm bij normale afvoer. Bij piekdebieten neemt het waterpeil

Figuur 1: Processen die de impact van overstroming op natuur beïnvloeden (Runhaar et al., 2004)



tot maximaal 15 cm toe. In een aantal zones worden hierdoor extra overstromingen gerealiseerd. Deze blijven echter beperkt. Zeker stroomopwaarts, in het woongebied, blijft opstuwing en overstroming achterwege (WES, 2007).

Als gevolg van het hogere peil in de waterloop berekent het grondwatermodel een stijging van het grondwaterpeil met maximum 30 cm (VMM, 2006). De verhoogde grondwaterpeilen blijven beperkt tot het valleigebied. Op 250m van de waterloop wordt het effect verwaarloosbaar. Met het ecohydrologische model NICHE Vlaanderen werd tenslotte de impact op de vegetatie nagegaan. Hieruit blijkt dat de gewenste nattere natuurtypes, zoals elzenbroekbos, grote zeggenvegetaties met riet (fig. 2) en het verbond van biezenknoppen en pijpestrootje, duidelijk toenemen. Drogere natuurtypes, zoals glanshavergraslanden en eiken-berkenbos, nemen af (VMM, 2007).

Dankzij deze geïntegreerde modellering kan besloten worden dat de gewenste natuurdoelstellingen bereikt kunnen worden zonder dat er een negatieve impact is op het woongebied.

4. Ecohydrologische onderbouwing van onderhoud van waterlopen

Niet alleen grote inrichtingsprojecten kunnen een belangrijk effect hebben op het oppervlakte- en grondwaterregime, en bijgevolg op de natuurkwaliteit in valleigebieden. Ook onderhoudsmaatregelen, zoals ruiming en kruidmaaiingen, kunnen zeer belangrijk zijn. Uit ecohydrologische studies blijkt bovendien dat niet alleen het hoofdwaterlopenet net maar ook het grachtenstelsel een

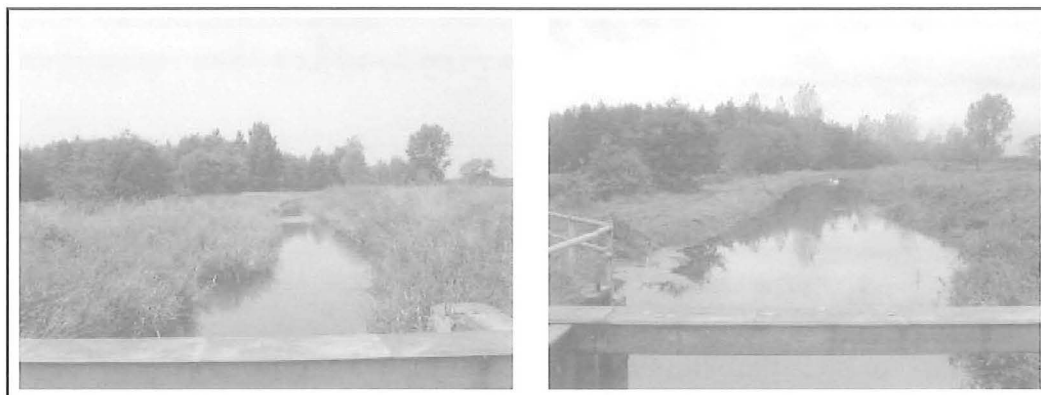
zeer belangrijke rol kan spelen. Voor de Winge en de Jeker oefent een juiste dimensionering van het lokale ontwateringssysteem een belangrijkere invloed uit dan de hoofdwaterloop (Haskoning, 2006a en 2006b). Een goed evenwicht moet gevonden worden tussen een voldoende afwatering om stagnerend regenwater te voorkomen én een beperking van de drainage van kwelwater. Naast ruiming kunnen ook kruidmaaiingen een belangrijke impact uitoefenen op het waterregime. VMM liet gedurende een jaar zowel de oppervlakte- als de grondwaterpeilen opvolgen in de vallei van de Abeek (Aeolus, 2006). Stroomafwaarts van de Zuidwillemsvaart is het landgebruik op de rechteroever hoofdzakelijk natuur- en bosgebied terwijl op de linkeroever het landgebruik hoofdzakelijk landbouw is. De sterk aanwezige kruidgroei zorgt voor opstuwing (zie foto 1). Vanuit landbouwwoogpunt is deze opstuwing ongewenst. De waterloop zelf bevat nog een aantal zeldzame vissoorten waaronder serpel en beekprik. Al te intensieve kruidruiming kan voor deze vissoorten nefast zijn. In het verleden was er al uitgebreid overleg om tot een beheer te komen dat een compromis realiseert tussen de ecologische doelstellingen en het landbouwgebruik.

Onderzoek dat de impact van het kruid op de vallei moet inschatten, leert dat het aanwezige kruid geen peilstijging veroorzaakt stroomopwaarts van de watermolen. Stroomafwaarts van de watermolen is dit in de zomer wel het geval. Vooral in de periode juni tot september kan de peilverhoging in de waterloop ervoor zorgen dat de beek geen drainerende werking meer heeft met een peilstijging van het grondwater tot gevolg. De peilstijging bedraagt maximaal 20cm en blijft

Figuur 2: Potentieel voorkomen van grote zeggenvegetaties met riet in huidige toestand (links) en na herneandering (rechts). De voorspelling zijn weergegeven als donkergrijze blokjes, de zwarte polygoenen zijn locaties waarvoor NICHE geen uitspraak doet (zoals landbouwgronden, antropogene gronden, enz.) De Dommel al dan niet met meanders is weergegeven als lichtgrijze polyline.



Foto 1: Abeek voor kruidruiming (links) en na kruidruiming (rechts)



beperkt tot een valleizone van 100m breed. Uit een analyse van de historische grondwaterpeilen (op basis van de bodemkaart) blijkt dat de peilen in het verleden nog (10 à 40 cm) hoger waren. Geconcludeerd kan worden dat kruid in de waterloop voor een belangrijke opstuwung kan zorgen maar dat de peilverhoging in het grondwater meestal beperkt blijft tot een smallere valleizone. Een goede ruimtelijke ordening kan heel wat problemen voorkomen (één bestemming in valleigebied i.p.v. versnippering met vele bestemmingen in één hydrologische zone). Indien dit niet mogelijk is zijn kruidmaaiingen in blok of de aanleg van een ontwateringsgracht mogelijke alternatieven voor ongewenste kruidruiming.

5. Conclusies

Een goed inzicht in de interactie tussen oppervlaktewater, grondwater en de vegetatieontwikkeling in het valleigebied is essentieel, zowel voor de waterbeheerder als voor de natuurbeheerder. Niet alleen inrichtingsprojecten, zoals de inrichting van overstromingsgebieden en hermeanderingsprojecten, maar ook het onderhoudsbeheer, zoals ruiming en kruidmaaiingen, kunnen een belangrijke impact uitoefenen op het landgebruik in het valleigebied. De inzet van een geïntegreerde modellering (oppervlaktewater, grondwater en ecohydrologie) is dan ook geen overbodige luxe om onderbouwde beslissingen te nemen. Niet voor alle projecten is dit echter haalbaar. Daarom zou het wenselijk zijn dat een ecohydrologisch handboek water- en natuurbeheerders ondersteunt bij het nemen van onderbouwde beslissingen. In dergelijk handboek zou de beschikbare kennis uit Vlaanderen op een overzichtelijke wijze gebundeld kunnen worden voor water- en natuurbeheerders.

Literatuur:

Aeolus, 2006. Ecologische inventarisatie en visie van de Abeek. Studie in opdracht van VMM afdeling Water.

De Nockere et al, 2007. Multifunctionaliteit van overstromingsgebieden: wetenschappelijke bepaling van de impact van waterberging op natuur, bos en landbouw. Studie in opdracht van VMM afdeling Water.

Haskoning, 2006a. Ecohydrologische studie van de Winge. Studie in opdracht van ANB.

Haskoning, 2006b. MER Beekherstelproject in het landschapspark de Kevie te Tongeren.

Runhaar, J., Arts, G., Knol, W., Makaske, B., van den Brink, N., 2004a. Waterberging en Natuur. Kennisoverzicht ten behoeve van regionale waterbeheerders. Rapportnummer 2004-16, STOWA, Utrecht.

VMM, 2006. Ontwikkelen van een lokaal grondwatermodel voor de vallei van de Dommel ten noorden van Neerpelt (Het Hageven): Berekenen van de huidige situatie, NICHE testcase en ruimingsscenario van de Dommel.

VMM, 2007. Scenarioberekening NICHE-Vlaanderen voor hermeandering Dommel.

WES, 2007. Verzoek tot ontheffing MER – Hermeandering van de Dommel.

K. Martens en E. De Bie
VMM afdeling Water
Koning Albert II-laan 20 b16, 1000 Brussel
koen.martens@lin.vlaanderen.be
els.de.bie@lin.vlaanderen.be
tel: 02/553.21.12 – 02/553.27.13

NICHE Vlaanderen, modelleren van vegetatie in valleigebieden

Actoren in het integraal waterbeleid moeten regelmatig rapporteren over de effecten van ingrepen in de waterhuishouding van het landschap. Europese en regionale regelgevingen zetten beheerders van waterwinningen of rivieren, maar ook overheidsdiensten en beleidsmakers, ertoe aan om hun gevoerde of geplande beleid af te toetsen aan de mogelijke gevolgen voor vochtige en natte biotopen.

NICHE Vlaanderen is een hydro-ecologisch model dat specifiek voor dit doel werd ontwikkeld. Het is gebaseerd op een origineel Nederlands model maar werd grondig aangepast om de toepasbaarheid in Vlaanderen te verhogen. Het model berekent standplaatscondities zoals vocht, zuurgraad, en de beschikbaarheid van nutriënten, en is in staat om uitspraken te doen over de mogelijkheden voor de ontwikkeling van 28 vegetatietypes. Het model is zeer geschikt om patronen in de vegetaties te bestuderen en kan inzicht geven in het ecosysteem of het bestudeerde gebied. Het kan worden ingezet bij scenario-analyses zoals die worden uitgevoerd in het kader van hydrologische projecten, natuurontwikkeling, milieueffectrapportage e.d.

1 Inleiding

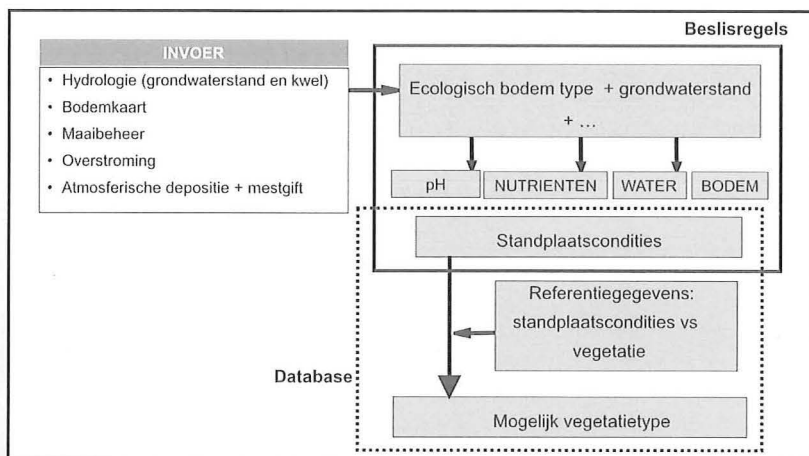
Actoren in het integraal waterbeleid moeten regelmatig rapporteren over de effecten van ingrepen in de waterhuishouding van het landschap. Europese en regionale regelgevingen zoals de Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water en het Decreet betreffende het Natuurbehoud en het Natuurlijk Milieu zetten rivierbeheerders, natuurbeheerders, waterwinningsbedrijven en beleidsmakers ertoe aan om hun gevoerde of geplande beleid af te toetsen aan de mogelijke gevolgen voor vochtige en natte biotopen.

De laatste jaren is het besef gegroeid dat een belangrijk deel van het natuurpatrimonium van Vlaanderen zich situeert in waterafhankelijke gebieden, waar grote mogelijkheden liggen voor natuurherstel en -ontwikkeling. Terzelfder tijd zijn deze potenties afhankelijk van de waterhuishouding, die zich op landschappelijke schaal afspeelt en van de interacties met grondwater- en oppervlaktewaterlichamen. De effecten van ingrepen in de waterhuishouding, bijvoorbeeld in het kader van grondwaterwinning of rivierbeheer, werken via die waterlichamen uiteindelijk door op de samenstelling en waarde van de grondwaterafhankelijke vegetatie. Het afstemmen en verzoeken van de verschillende functies die inspelen op de waterhuishouding vormt dan ook een belangrijke uitdaging.

2 Basis principes van NICHE

NICHE (Nature Impact Assessment of Changes in Hydro-Ecological Systems) is een hydro-ecologisch model dat oorspronkelijk in Nederland werd ontwikkeld door Kiwa Water Research. Het model behandelt standplaatsfactoren zoals bodemtype, voedselrijkdom, zuurgraad en grondwaterstand, die voor de soortensamenstelling van vegetaties bepalend zijn. Op grond van de standplaatskenmerken berekent NICHE de mogelijke ontwikkeling van grondwaterafhankelijke vegetaties. Dit gebeurt aan de hand van een aantal speciaal ontworpen beslisregels (figuur 1). Op deze manier laat NICHE toe de effecten op de standplaatskenmerken te berekenen ten gevolge van veranderingen in de waterhuishouding en landgebruik (Koerselman et al., 1999, van Ek et al., 1998, Meuleman et al., 1996). Tabel 1 geeft aan op welke wijze de verschillende kenmerken met betrekking tot de waterhuishouding, bodem en land-

Figuur 1: Modelconcept van NICHE



Tabel 1: Overzicht van de basisgegevens die gebruikt worden om standplaatscondities te berekenen.

Basisgegevens	Standplaatscondities		
	vocht	trofiegraad	zuurtegraad
Grondwaterstand	x	x	x
Kwel (kalkarm/kalkrijk) / Infiltratie			x
Bodemtype	x	x	x
Aanwezigheid kalk			x
Aanwezigheid veraard veen			x
Landgebruik		x	x
Atmosferische depositie		x	
Mestgift		x	
Overstromingen met rivierwater		x	x
Maaibeheer		x	

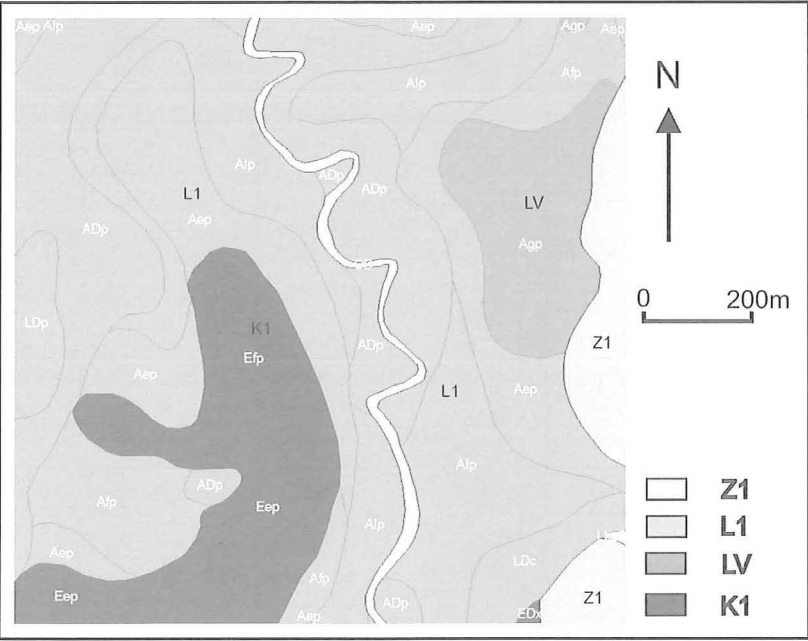
Tabel 2: Ecologische bodemtypes in NICHE Vlaanderen

	Code	Beschrijving
zand	Z1	humusarme zandgronden (dunne humuslaag); podzol
	Z2	humusrijke zandgronden (dikke humuslaag)
	ZV	venige zandgronden; moerige zandgronden; zandige veengronden
leem	L1	alluviale leemgronden, arm aan organisch materiaal (OM)
	LV	alluviale leemgronden, rijk aan OM; venige leemgronden
klei	K1	alluviale kleigronden, arm aan OM
	KV	alluviale kleigronden, rijk aan OM; venige klei; klei op veen
veen	V	veen

gebruik bijdragen tot de berekening van standplaatscondities. De grondwaterstand bijvoorbeeld is van belang voor de vochtcondities en de zuurgraad van de standplaats, de atmosferische depositie heeft effect op de trofiegraad, en overstromingen op zowel de trofie- als de zuurgraad.

In een tweede stap wordt het mogelijks voorkomen van de vegetatie bepaald. NICHE berekent een vegetatietype indien de standplaats voldoet aan de eisen die het betreffende vegetatietype eraan stelt. De berekende standplaatscondities

Figuur 2: De Belgische bodemkaart voor een deel van de Dijlevallei vertaald naar ecologische bodemcodes. Z1: humusarme zandgronden, L1: alluviale leemgronden, arm aan organisch materiaal, LV: alluviale leemgronden, rijk aan organisch materiaal; K1: alluviale kleigronden, arm aan organisch materiaal



worden hiertoe vergeleken met zogenaamde tolerantie-intervallen van plantengemeenschappen. Deze tolerantiegrenzen zijn gebaseerd op veldwaarnemingen waarbij de plantengemeenschappen en standplaatscondities zijn beschreven. Zoals gebruikelijk bij hydro-ecologische modellen, wordt bij de berekening geen rekening gehouden met aspecten zoals de beschikbaarheid en migratie van planten, de kiemingsmogelijkheden, kolonisatieprocessen en de successie. Ze voorspellen dus niet de vegetatieontwikkeling, maar geven potenties aan op basis van de abiotische omstandigheden.

3 Aanpassingen in NICHE Vlaanderen

NICHE kan in zijn oorspronkelijke vorm niet zonder meer in Vlaamse valleigebieden worden toegepast. De lokale condities blijken te zeer te verschillen opdat goede resultaten kunnen worden bekomen. De filosofie en de opbouw van NICHE worden behouden in NICHE Vlaanderen. Met dit voor ogen werd het oorspronkelijke model op een aantal cruciale punten aangepast om de toepasbaarheid in Vlaanderen te verhogen. De belangrijkste aanpassingen zijn te situeren op drie vlakken: (1) de Belgische bodemkaart wordt vertaald naar zogenaamde NICHE bodemcodes; (2) sommige beslisregels die de basis vormen voor de berekening van de standplaatsfactoren worden aangepast en (3) de relatie tussen standplaatskarakteristieken en vegetatie is gebaseerd op waarnemingen in referentiesites. Een Vlaamse dataset met referentiegegevens werd hiervoor opgebouwd (Callebaut et al. 2007)

3.1 Ecologische Bodemtypes

De bodem speelt een belangrijke rol voor standplaatscondities en het voorkomen van plantengemeenschappen. In NICHE worden zogenaamde 'ecologische bodemtypes' gedefinieerd. De bodemkenmerken worden daarbij vereenvoudigd tot twee ecologisch relevante kenmerken: de textuur en de aanwezigheid van organische materie. Het eerste is bepalend voor de vochtcondities en zuurgraad in de bodem, het tweede voor het trofieniveau.

De Belgische bodemkaart verschilt grondig van de Nederlandse, zowel wat betreft het basisconcept als wat betreft de uitvoering. Daar waar de Nederlandse bodemkaart gebaseerd is op bodemprocessen waarbij ook de genese van de bodem belangrijk is, is de Belgische bodemkaart eerder beschrijvend opgebouwd. De relatie tussen beide is zeer moeilijk te leggen. Voor NICHE Vlaanderen werd een volledig nieuwe vertaalsleutel ontwikkeld om meer dan 4000 unieke Belgische bodemcodes om te zetten naar ecologische bodemtypes. Hierbij wordt vooral gebruik gemaakt van de kernserie van de bodemcode (textuur – drainage - profielontwikkeling) en van de overige kenmerken zoals substraat, varianten profielontwikkeling, varianten moedermateriaal en fase om verder te verfijnen (Figuur 2). Het proces

werd ondersteund met de Historische *Natuur-*bodemdatabank (Leroy et al 2002) die historische bodemgegevens voor gebieden met natuurfunctie bevat en gebaseerd is op AARDEWERK (Van Orshoven et al., 1988, 1993) en de Historische *Bosbodemdatabank*. (Leroy et al. 2000). De vertaalsleutel geldt enkel voor vochtige en natte bodems, en is niet van toepassing voor droge gronden met drainageklasse a en b. Op deze gronden worden geen vochtafhankelijke vegetatietypes verwacht. De bodem in de kuststreek heeft geen klassiek opgebouwde bodemcode, en worden ook buiten beschouwing gelaten (Callebaut et al. 2007).

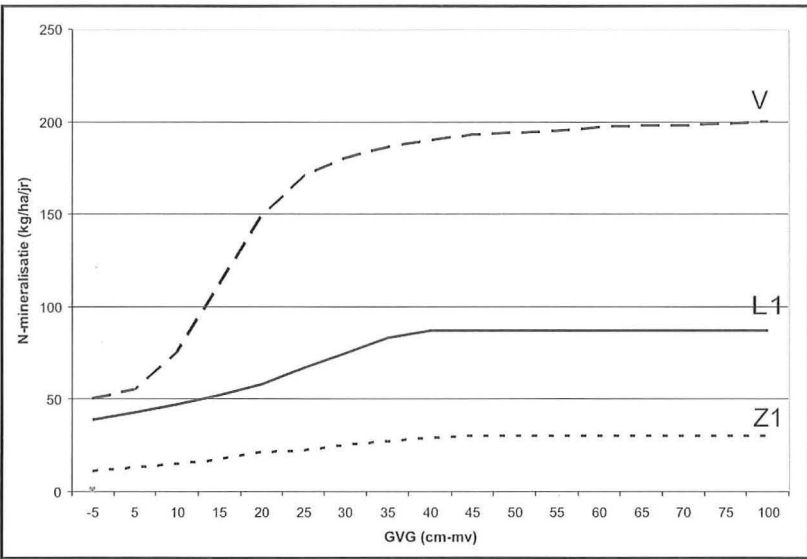
3.2 Zuurgraad en nutriëntenbeschikbaarheid van de bodem

NICHE Vlaanderen berekent voor de zuurgraad drie klassen: basisch (B), zwakzuur (ZW) en zuur (Z). De *Gemiddelde Laagste Grondwaterstand* (GLG) en het bodemtype vormen de basis voor deze berekening, terwijl verder ook overstroming, kwel, en het eventueel aanwezig zijn van regenwaterlenzen in rekening worden gebracht. Als uitgangspunt geldt dat bij hoge grondwaterstanden in de zomer de standplaats beïnvloed wordt door de kenmerken van het grondwater. Bij lage grondwaterstanden kan regenwater infiltreren waardoor de standplaats een zuurder karakter

Tabel 3: De basis van de beslisregel over zuurgraad wordt bepaald door bodem en *Gemiddeld Laagste Grondwaterstand* (GLG) in meter onder maaiveld. B: Basisch, ZW: zwakzuur, Z: Zuur

Minerale bodems		Organische bodems	
GLG (m onder maaiveld)	Zuurgraad	GLG (m onder maaiveld)	Zuurgraad
< 0.8	B	< 0.5	B
0.8-1.1	ZW	0.5-0.8	ZW
> 1.1	Z	> 0.8	Z

Figuur 3: Mineralisatiecurven van humusarm zand (Z1), alluviale leemgronden met weinig organisch materiaal (L1) en veen (V) in functie van de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) uit NICHE Vlaanderen (Callebaut et al. 2007).



krijgt. De basisregel is overgenomen uit het originele model. Hij werd echter verder uitgebouwd om rekening te houden met de chemische samenstelling van het kwel-grondwater. In Vlaanderen is de chemische samenstelling van het grondwater namelijk een bepalende factor voor de vegetatieontwikkeling (Huybrechts et al. 2000, De Becker et al. 2004).

De chemische karakteristieken van het kwelwater worden afgewogen tegenover overstromingen, die vaak een basisch karakter hebben, en tegenover de aanwezigheid van stagnerend regenwater, dat een verzurend karakter kan hebben. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen 3 situaties: de afwezigheid van kwel (< 0.1 mm/dag), de aanwezigheid van kwel (0.1 - 1 mm/dag) en de aanwezigheid van sterke kwel (> 1 mm/dag). Als er geen kwel optreedt wordt bij afwezigheid van overstromingen en regenwaterlenzen de basisregel gevolgd (Tabel 3). Bij regelmatige overstroming met basenrijk water krijgt men basische standplaatsen. Als er zich een regenwaterlens vormt op plaatsen waar geen overstroming is, krijgt men een zure standplaats. Bij kwel en hoge kwel met mineraalrijk grondwater geldt dezelfde regel als bij afwezigheid van kwel. Is het grondwater daarentegen mineraalarm, dan bekomt men een zure standplaats. Overstroming met basenrijk water zet de standplaats bij kwel om naar basisch. Bij hoge kwel blijft de standplaats zuur ondanks de overstroming, omdat het overstromingswater dan moeilijk in de bodem dringt.

De berekening van de beschikbaarheid van nutriënten op de standplaats is in NICHE Vlaanderen niet ingrijpend veranderd ten opzichte van het oorspronkelijke NICHE. De stikstofmineralisatie in kg stikstof per hectare per jaar wordt bepaald door een combinatie van *Gemiddelde Voorjaarsgrondwaterstand* (GVG) en bodemtype. Deze wordt afgeleid van mineralisatiecurven (figuur 3). In Vlaanderen vormen leembodems een belangrijk aandeel in de bodems van valleigebieden in de leem- en de zandleemstreek. De oorspronkelijke curvenset werd uitgebreid met een alluviale leembodem (L1).

Naast de stikstofmineralisatie wordt verder rekening gehouden met beheer (met afvoer van nutriënten bij maaibeheer), de atmosferische stikstofdepositie, eventuele bemesting en de aanvoer van nutriënten via gebiedsvreemd water (overstromingswater). De totale hoeveelheid stikstof wordt omgezet naar vijf trofieklassen (tabel 4).

In NICHE wordt uitgegaan van stikstof-limitatie. Vochtige en natte ecosystemen in valleigebieden in Vlaanderen en Nederland zijn over het algemeen stikstof-gelimiteerd. Slechts in gebieden met kalkrijke bodems en in zeer schrale venen met een sterke vastlegging komen fosfaat-gelimiteerde systemen voor.

Tabel 4: Relatie tussen stikstofbeschikbaarheid en trofieklasse

N-beschikbaar (kg/ha/jr)		Trofieklasse	
Niet gemaaid	gemaaid		
< 10000	< 10000	hypereutroof	HE
< 400	< 569	eutroof	E
< 293	< 418	meso-eutroof	ME
< 156	< 245	mesotroof	M
< 60	< 75	oligotroof	O

3.3 Grondwater

De stand van het grondwater onder het maaiveld vormt een belangrijke selectieve variabele in NICHE. De dynamiek van het grondwater wordt vertaald in een aantal variabelen zoals Gemiddelde Laagste Grondwaterstand (GLG) en Gemiddelde Hoogste Grondwaterstand (GHG) (van der Veen & Garritsen., 1994). Het vereist een soms jarenlange opvolging van grondwaterpeilen in piëzometers. Om betrouwbare gemiddelden te

bekomen wordt aangeraden tijdsreeksen van 5 tot 8 jaar te gebruiken om de variabiliteit in weersomstandigheden in rekening te brengen. Aan deze norm wordt voor een aantal piëzometers voorlopig niet voldaan; het zou te weinig referentiepunten opleveren. Het is nodig de beschikbare gegevens maximaal te exploiteren om een werkbaar hydro-ecologisch instrument te bekomen. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van Menyantes (von Asmuth J. R., Maas C. & Cirkel D. G. (2004), von Asmuth J., Knotters M., Maas K. (2006)). Het is een statistisch instrument specifiek ontwikkeld voor de analyse van grondwaterstanden. Het laat toe om te werken met kortere waargenomen tijdreeksen en om de gemiddelde grondwaterstanden systematisch te berekenen voor eenzelfde tijdinterval. De periode 1995-2004 wordt als standaard genomen.

3.4 Vegetatietypes

NICHE Vlaanderen doet uitspraken over 28 vegetatietypes (Tabel 5). Voor deze vegetatietypes

Tabel 5: De vegetatietypes opgenomen in NICHE Vlaanderen.

Wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	Aantal Referentiesites
Sphagno-Betuletum	Berkenbroekbos	24
Carici elongatae-Alnetum	Mesotroof elzenbroekbos	29
Macrophorbio-Alnetum	Ruigte elzenbroekbos	43
Pruno-Fraxinetum	Vogelkers-essenbos	29
Carpinion betuli	Haagbeuken - verbond	15
Betulo-Quercetum roboris	Berken-eikenbos	25
Caricion gracilis	Verbond van Scherpe zegge	76
Filipendulion	Moerasspirea - verbond	65
Galio - Alliarion	Verbond van Look-zonder-look	10
RG Phalaris arundinacea-[Convolvulo-Filipendulion]	Rompgemeenschap van Rietgras	15
RG Juncus effusus-[Molinietalia/Lolio-Potentillion]	Rompgemeenschap van Pitrus	8
Magnocaricion met Phragmites	Grote zeggevegetatie met Riet	27
RG Glyceria maxima [Phragmitatea]	Rompgemeenschap van Liesgras	7
Caricion nigrae	Verbond van Zwarte zegge	32
Caricion davallianae	Knopbies - verbond/ kalkmoeras	9
Lolio-Potentillion anserinae	Zilver schoon - verbond	41
Junco - Molinion	Verbond van Biezenknoppen en Pijpestrootje	27
Calthion palustris	Dotterbloem - verbond	94
Alopecurion pratensis	Verbond van Grote vossestaart	25
Arrhenatherion elatioris	Glanshaver - verbond	23
Cynosurion cristati	Kamgras - verbond	54
Ericion tetralicis	Dophei - verbond	27
Venige heide	Venige heide	19
Oxycocco - Ericion	Hoogveenmos-verbond	14
Rynchosporion albae	Verbond van Veenmos en Snavelbies	5
RG Molinia caerulea [Oxycocco-sphagnetea]	Rompgemeenschap van Pijpestrootje	10
RG Myrica gale [Oxycocco-sphagnetea]	Rompgemeenschap van Wilde gagel	22
Calluno - Genistion pilosae	Verbond van Struikhei en Kruipbrem	12

zijn er voldoende meetgegevens beschikbaar in Vlaanderen om hun standplaatsen te bepalen.

Een aantal hiervan zoals het Verbond van Scherpe zegge of het Dotterbloem-verbond zijn sterk onderbouwd met tientallen waarnemingen. Voor andere zoals het Knopbiesverbond en het Verbond van Veenmos en Snavelbies is het aantal waarnemingen beperkt. De vegetatietypes zijn vooral op niveau van verbond afgebakend. Enkel wanneer voldoende gegevens beschikbaar zijn werden ook associaties onderscheiden, zoals bijvoorbeeld de Elzenbroekbossen (*Alnion glutinosae*) die werden opgesplitst in de Berkenbroekbossen (*Sphagno-Betuletum*) en de Mesotrofe elzenbroekbossen (*Carici elongatae-Alnetum*). Er wordt vooral gewerkt met stabiele, ongestoorde vegetatietypes; slecht ontwikkelde types of overgangstypes worden vermeden. Niettemin zijn enkele rompgemeenschappen goed vertegenwoordigd in de dataset en als afzonderlijk type behouden. Vegetatieopnames, standaard op een oppervlakte van 3x3 m² voor graslanden en 10x10 m² voor bossen telkens nabij een piëzometer, vormen de basis voor de vegetatieanalyse.

3.5 Referentiegegevens in de Vlaamse NICHE-tabel

Voor de ecologische berekening wordt in NICHE gebruik gemaakt van een tabel met standplaatsen per vegetatietype. Hierin wordt voor elk vegetatietype aangegeven bij welk bodemtype, zuurgraad, trofiegraad en waterstanden het vegetatietype kan voorkomen. De tabel is in eerste instantie gebaseerd op waarnemingen.

In een eerste benadering werden de Nederlandse gegevens uit het originele NICHE model gebruikt maar dit bleek niet succesvol. De ecologische amplitudes van de vegetatietypes vertonen regionale verschillen tussen Vlaanderen en Nederland (De Becker et al; 1999, Callebaut et al. 2007). Of deze vaststelling een ecologische grondslag heeft dan wel dat het een gevolg is van de wijze waarop de gegevensbestanden zijn opgebouwd is niet duidelijk; verder onderzoek zal dit moeten uitwijzen. Wat betreft NICHE leidt het in ieder geval

tot de vaststelling dat Vlaamse referentiegegevens noodzakelijk zijn.

Men moet beschikken over gecombineerde gegevens m.b.t. hydrologie, bodem en vegetatie voor bepaalde waarnemingspunten of gebieden. Het gaat hier om:

- vegetatietype (op basis van vegetatieopnamen);
- bodemtextuur;
- dynamiek van het grondwater;
- chemie samenstelling van het grondwater;
- chemische karakteristieken van de bodem.

Met uitzondering van de dynamiek van het grondwater zijn de meeste kenmerken in principe op korte termijn te bekomen. Er is een jarenlange opvolging van grondwaterpeilen vereist. Het is dan ook logisch dat de beschikbaarheid van informatie over de grondwaterstanden werkt selectief en als imiterende factor bij de opbouw van de referentiegegevens.

In totaal werden een 1000-tal piëzometers uit ongeveer 100 natuurgebieden geselecteerd (Figuur 4). Polders en duinen werden buiten beschouwing gelaten. Voor deze referentiepunten werden gegevens met betrekking tot de chemische samenstelling van het grondwater, bodem en vegetatie aangevuld. Alle informatie wordt verwerkt in de zgn NICHE-tabel, die vervolgens werd geoptimaliseerd met literatuurgegevens en expertkennis.

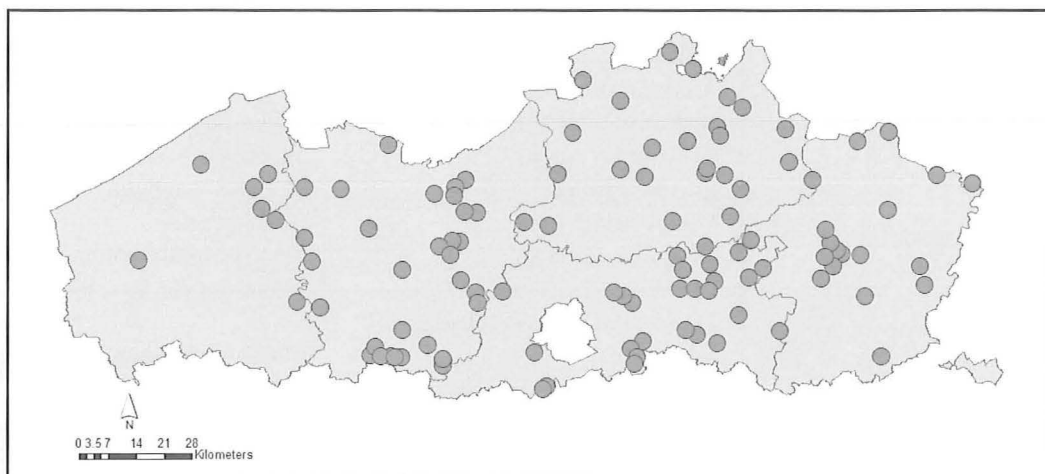
4 Resultaten en discussie

De toepassing van NICHE Vlaanderen vraagt invoergegevens die ruimtelijk verdeeld zijn over

- bodemtype;
- grondwaterstanden;
- samenstelling van het grondwater;
- de aanwezigheid van kwel en overstromingen;
- nutriëntenbronnen zoals atmosferische depositie en mestgift;
- het vegetatiebeheer.

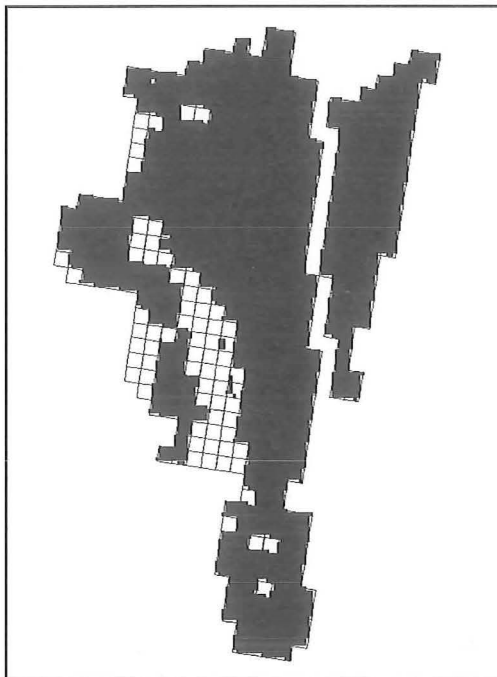
Het aantal gebieden waar deze informatie beschikbaar is, is op het ogenblik nog beperkt. In De Doode Bemde, Vorsdonkbos-Turfputten en De

Figuur 4 Verspreiding van de bemonsterde natuurgebieden in Vlaanderen.

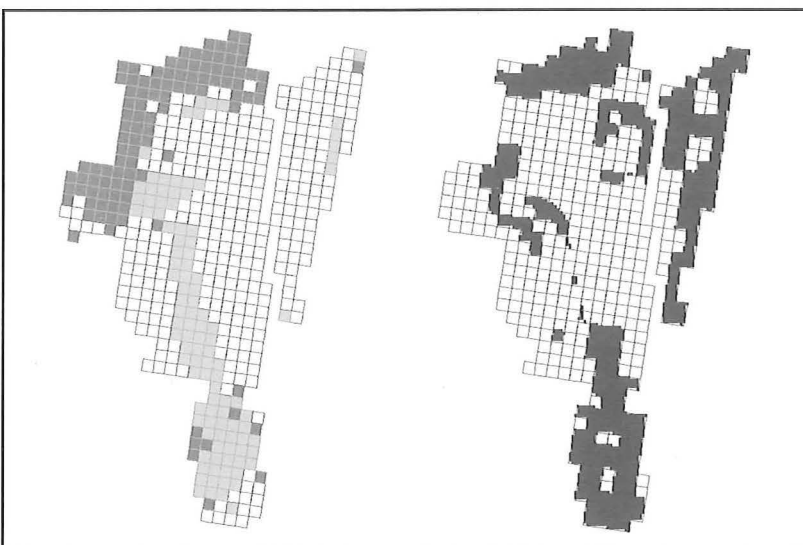


Vallei van de Zwarte Beek zijn deelgebieden van ongeveer 20 tot 25 ha groot afgebakend waar in een continu raster van 20x20 meter de nodige invoergegevens beschikbaar zijn. Er zijn ook vegetatiekaarten opgemaakt, zodat ze als testgebieden gebruikt kunnen worden om de werking van NICHE Vlaanderen te evalueren en te valideren. De vegetatie is er weinig of niet verstoord en in evenwicht met de hydrologische randvoorwaarden (Huybrechts & De Becker 2000, De Becker & Huybrechts 2000b, Huybrechts et al. 2000). Een aantal puntwaarnemingen uit de drie gebieden werd gebruikt bij de opbouw van de NICHE tabel maar niet de rastergegevens, zodat de toepas-

Figuur 5: Berekening met NICHE Vlaanderen van alle vegetatietypes voor de Doode Bemde: zwart: ten minste 1 vegetatietype wordt berekend; wit: geen enkel vegetatietype wordt berekend.



Figuur 6: De verspreiding van Moerasspirearuigte (links donker grijs) en Dotterbloemgrasland (links licht grijs) en de berekening van Moerasspirea-verbond (rechts) door NICHE Vlaanderen in de Doode Bemde



sing in deze testgebieden mag beschouwd worden als een grotendeels onafhankelijke validatie.

Figuur 5 toont de totale berekening van vegetatietypes voor de Doode Bemde. Alle vegetatietypes die door NICHE Vlaanderen worden berekend worden gezamenlijk voorgesteld. Voor de meeste rastercellen wordt er minstens één vegetatietype berekend. Aan een aantal wordt echter geen enkel van de 28 vegetatietypes toegewezen. Dit wijst op hiaten in de NICHE-tabel. Bepaalde combinaties van standplaatsfactoren en vegetatietypes ontbreken nog wegens een tekort aan referentiegegevens.

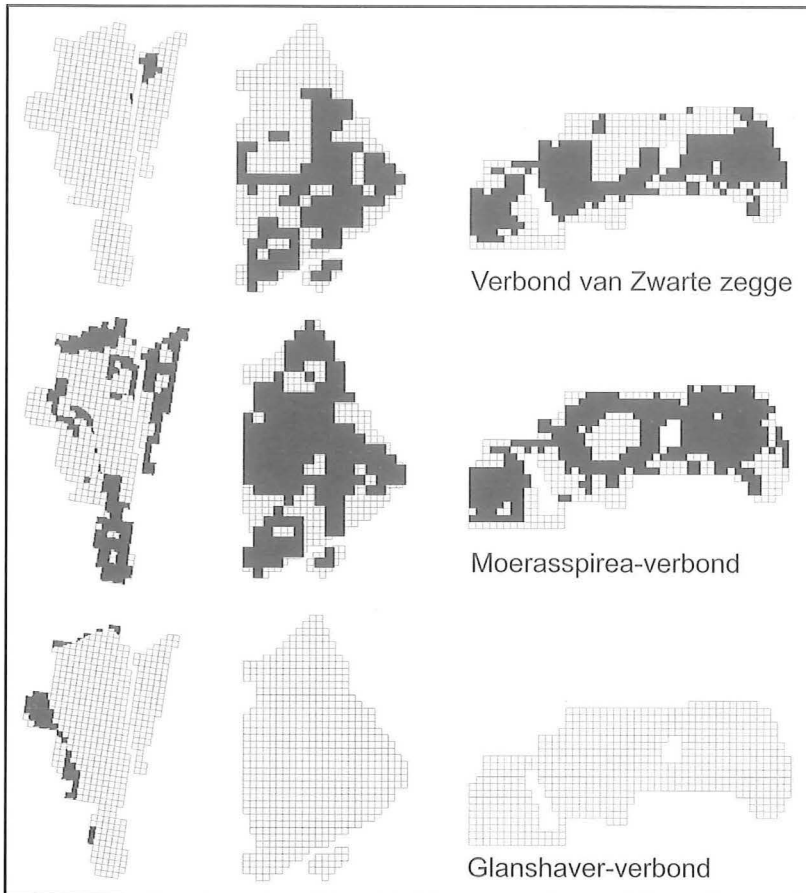
Figuur 6 vergelijkt de berekeningen van NICHE Vlaanderen van het potentiële verspreidingsgebied voor het Moerasspirea – verbond met de effectieve verspreiding van Moerasspirearuigte en Dotterbloemgrasland in de Doode Bemde. Deze beide vegetatietypes zijn in belangrijke mate vervanggemeenschappen van elkaar maar met een verschillend beheer. Rekening houdend met de hiaten in de totale berekening (zie figuur 5) en met de aanwezigheid van vervanggemeenschappen geeft NICHE Vlaanderen op vrij goede wijze de zones aan waar het Moerasspirea – verbond kan voorkomen, op basis van standplaatsfactoren. De onzekerheden bij hydro-ecologische modellering zijn evenwel te groot om te verwachten dat de berekeningen op celniveau volledig correct zouden zijn. NICHE Vlaanderen is echter wel in staat om vegetatiepatronen accuraat te reproduceren en om de variatie aan vegetatietypes in valleigebieden correct aan te geven.

Figuur 7 geeft de berekening van NICHE Vlaanderen van respectievelijk het Verbond van Zwarte Zegge, het Glanshaver-verbond en het Moerasspirea-verbond voor de drie testgebieden. Er is een duidelijke differentiatie in de vegetatieberekeningen. Het Verbond van Zwarte zegge wordt slechts op een verwaarloosbare oppervlakte berekend in de Doode Bemde en komt er ook niet voor. In Vorsdonkbos en Vallei van de Zwarte beek komt dit type wel voor en de potenties worden ook duidelijk aangegeven door NICHE Vlaanderen. Moerasspirea-ruigte komt voor in de drie gebieden en wordt er ook berekend. Het Glanshaver - verbond komt enkel voor in de Doode bemde en de potenties worden ook aangegeven met NICHE Vlaanderen. Het model is in staat om de verschillen in de mogelijkheden voor vegetatieontwikkelingen tussen valleigebieden onderling aan te geven.

5 Conclusies

NICHE Vlaanderen doet een uitspraak over 28 grondwaterafhankelijke vegetatietypen. Het gaat zowel om bossen, ruigten, graslanden als heides. Uitgebreid testen van het model geeft aan dat het goed presteert voor een hele reeks vegetatietypen zoals Berkenbroekbos, Mesotroof elzenbroekbos, Ruigte elzenbroekbos, Verbond van Scherpe zegge, Moerasspirea-verbond, Dotterbloem-ver-

Figuur 7: De berekening van enkele vegetatietypes in drie testgebieden. Van links naar rechts Doode Bemde, Vorsdonkbos-turfputten en Vallei van de Zwarte Beek.



bond en Verbond van Zwarte zegge. Voor een aantal rompgemeenschappen of verstoorde vegetatietypen zijn de resultaten minder gunstig. De condities waaronder het vegetatietype kan voorkomen zijn moeilijker te bepalen en hun potentiële verspreiding moeilijker te berekenen. In het geval van de heidevegetaties ontbreekt het aan geschikte testgebieden.

NICHE Vlaanderen is in staat om voor de ontwikkeling van vegetatietypes, de verschillen tussen valleigebieden aan te geven. Het model kan ook differentiëren binnen een valleigebied zelf en de geschikte zones voor bepaalde vegetatietypes identificeren. Onzekerheden in de invoergegevens en in de NICHE berekeningen zelf maken dat uitspraken over individuele locaties niet altijd even betrouwbaar zijn. NICHE Vlaanderen biedt de mogelijkheid om een groot gebied op een transparante, ruimtelijk uniforme wijze te onderzoeken op zijn mogelijkheden voor vegetatieontwikkeling. Het model is zeer geschikt om patronen in de vegetaties te bestuderen en kan inzicht geven in het ecosysteem of het bestudeerde gebied. Het kan worden ingezet bij scenario-analyses zoals die worden uitgevoerd in het kader van hydrologische projecten, natuurontwikkeling, milieueffectrapportage e.d.

Bij hydro-ecologische modelleren is het omgaan met onzekerheden zowel op vlak van de keuze van invoergegevens als bij de interpretatie van de resultaten een belangrijke uitdaging. Ook bij

het gebruik NICHE Vlaanderen is een zorgvuldige interpretatie van de berekende resultaten belangrijk en een expert met inzichten in ecohydrologie en het studiegebied noodzakelijk. De betrouwbaarheid van de berekeningen wordt sterk bepaald door de kwaliteit van de invoergegevens. De hydrologische informatie (grondwaterstanden, overstromingen, kwel) speelt een cruciale rol, aangezien zij doorweegt in zowel beslisseregels als berekening van vegetatietypen zelf. Meetgegevens zijn te verkrijgen, maar meestal is men op de uitkomst van hydrologische modellen aangewezen, vooral bij scenario-onderzoek. De nauwkeurigheid hiervan bepaalt de kwaliteit van de NICHE berekeningen.

NICHE Vlaanderen geeft enkel potenties aan en bevat geen werkelijke kansberekening voor het voorkomen van vegetatietypen. Een standplaats kan geschikt zijn voor verschillende vegetatietypen. Het model doet op het ogenblik geen uitspraak over welk vegetatietype het meeste kans heeft op voorkomen. Het is een uitdaging om deze functionaliteit te ontwikkelen. De voornaamste mogelijkheden voor een verdere verbetering van het model liggen op het vlak van de referentiegegevens. Het gebruik van langere tijdsreeksen om karakteristieke grondwaterstanden af te leiden, meer herhalingen van vegetatie-bodemcombinaties voor het bekomen van betere intervallen van standplaatsvariabelen en de uitbreiding naar andere vegetatietypen kunnen de prestatie van NICHE Vlaanderen verbeteren.

Dankwoord

NICHE Vlaanderen werd ontwikkeld in het kader van het onderzoeksproject "Beheersmodellen actief peilbeheer – NICHE Vlaanderen" (Callebaut et al. 2007). Het was een samenwerkingsverband tussen Samenwerking Vlaams Water (SVW), Kiwa Water Research uit Nederland, de Vlaamse Maatschappij voor Watervoorziening (VMW), de Provinciale en Intercommunale Drinkwatermaatschappij der Provincie Antwerpen (Pidpa), de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM - Afdeling Water) en het Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek (INBO).

Referenties

- Callebaut J., De Bie E., Huybrechts W. & De Becker P. (2007) NICHE-Vlaanderen. SVW, 1-7.
- De Becker P., Hermy M. & Butaye J. (1999). Ecohydrological characterization of a groundwater-fed alluvial floodplain mire. *Applied Vegetation Science* 2: 215-228.
- De Becker P. & Huybrechts W. (2000) Vallei van de Zwarte Beek, Ecohydrologische atlas. Rapport Instituut voor Natuurbehoud IN.R.2000.16.

De Becker P. & Huybrechts W. (2000b) De Doode Bemde, Ecohydrologische atlas. Rapport Instituut voor Natuurbehoud. IN.R.2000.13.

De Becker P., Jochems H., & Huybrechts W., 2004. Onderzoek naar de abiotische standplaatsvereisten van verschillende beekbegeleidende Alno-Padion & Alnion incanae-gemeenschappen. Verslag Instituut voor Natuurbehoud IN.O. 2004.17, Brussel, 165 pp.

Huybrechts W., Batelaan O., De Becker P., Joris I. & van Rossum P. (2000) Ecohydrologisch onderzoek waterrijke vallei-ecosystemen. VLINA 96/03. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. IN.R.2000.12.

Huybrechts W. & De Becker P. (2000) Vorsdonk-bos-Turfputten, ecohydrologische atlas. Rapport Instituut voor Natuurbehoud. IN.R.2000.14.

Koerselman W., de Haan M.W.A & Meuleman A.F.M. (1999) Ecohydrologische Effecten-voorspelling Duinen. Standplaatsmodellering in NICHE duinen. KIWA N.V. Nieuwegein.

Leroy I., Van Meirvenne M. & Hofman G. (2002) Opmaak van een GIS-databank: historische bodemgegevens voor gebieden met natuurfunctie. Eindverslag 28 juni 2002. Universiteit Gent, Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen.

Leroy, I.; Van Meirvenne, M.; Depuydt, S.; Hofman, G. (2000). Digitalisatie en verwerking van historische bosbodemprofielgegevens. Rijksuniversiteit Gent

Leroy, I.; Van Meirvenne, M.; Hofman, G. (2002). Historische natuurbodemdatabank. Universiteit Gent (RUG), Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen, Rijksuniversiteit Gent.

Meuleman A.F.M., Kloosterman R.A., Koerselman W., Den Besten M. & Jansen A.J.M. (1996a) NICHE: een nieuw instrument voor ecohydrologische effectvoorspelling. H2O 5/96:137-139.

van der Veen G. J. & Garritsen A. C. (1994) Kennisoverzicht ecohydrologie: inventarisatie van kennis en expertise op gebied van ecohydrologie en verdroging. Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging (NOV-rapport 7).

van Ek R., Jansen A. J. M., van der Linden M., Meuleman A., Runhaar J., Witte J. P. M. & Zuidhoff A. C. (1998) Vergelijking van de modellen DEMNAT en NICHE voor het natuurreservaat Stroothuizen. Lelystad, RIZA. NOV-rapport 3-3.

Van Orshoven J., Maes J., Vereecken H., Feyen J. and Dudal R. (1988). A structured database of Belgian soil profile data, *Pedologie* XXXVIII-2, 191-206.

Van Orshoven J., Deckers J.A., Vandenbroucke D. and Feyen J. (1993). The completed database of Belgian soil profile data and its applicability in planning and management of rural land, *Bull. Rech. Agron. Gembloux*, 28 (2-3): 197-222.

Von Asmuth J. R., Maas, C. & Cirkel D. G., 2004. Tijdreeksanalyse van grondwaterstanden nu binnen ieders bereik. *H2O*, 24, 31-33.

Von Asmuth J. R., Knotters M. & Maas C., 2006. Tijdreeksanalyse voor (eco)hydrologen, achtergronddocumentatie en cursushandleiding. Kiwa Water Research / Alterra, Nieuwegein / Wageningen.

W. Huybrechts¹, E. De Bie²,
J. Callebaut³ en P. De Becker¹

¹Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
²Vlaamse Milieumaatschappij, afdeling Water
³Resource Analysis

Corresponderende Auteur
Dr. Willy Huybrechts
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Kliniekstraat 25
B-1070 Brussel
02 558 18 42
willy.huybrechts@inbo.be

Regressie- en classificatietechnieken in hydro-ecologische modellen: toepassing voor vallei-ecosystemen in Vlaanderen

¹ Universiteit Gent
² Instituut voor Natuur-en
Bosonderzoek
³ Universiteit Antwerpen

Hydro-ecologische distributiemodellen voorspellen het voorkomen van soorten en vegetatietypes uitgaande van de hydrologische en hydrogeochemische standplaatscondities. Dergelijke modellen kennen toepassingsmogelijkheden in het natuurbeleid- en natuurbeheer, doordat ze in staat zijn veranderingen in soorten- en vegetatiedistributies als gevolg van veranderende standplaatscondities te modelleren. In deze studie worden twee hydro-ecologische distributiemodellen toegelicht: (i) het logistische regressiemodel en (ii) het random forest model. Op basis van een toepassing van deze modellen in Vlaamse vallei-ecosystemen met voornamelijk grondwatergebonden vegetaties kan besloten worden dat beide modellen in staat zijn om een redelijk accurate, gebiedsdekkende verspreidingkaart te genereren van de voorkomende vegetatietypes.

Inleiding

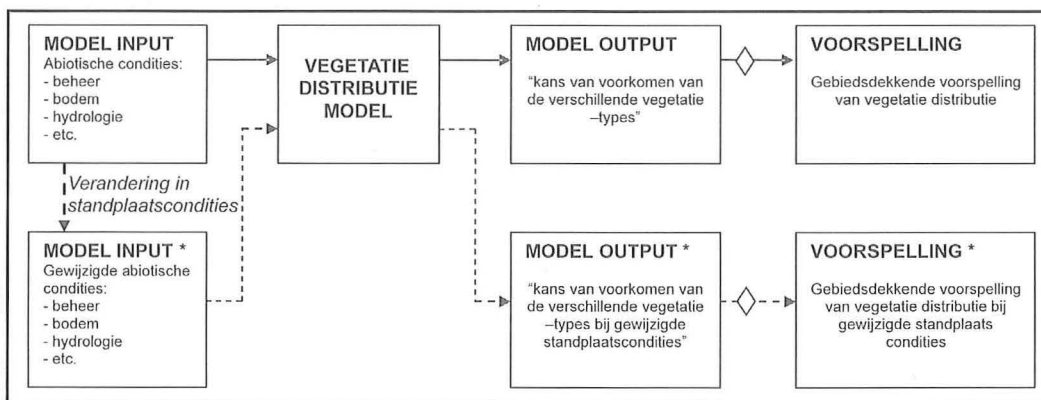
Sociale, industriële, technologische en landbouwkundige ontwikkelingen bepalen onze omgang met het landschap in grote mate. Ze hebben een degradatie van het milieu en de aanwezige natuur tot gevolg gehad. Deze evolutie gaat nog steeds door: processen als verzuring, vermessing, versnippering en verdroging hebben een negatieve invloed op natuurwaarden. De laatste jaren is de aandacht voor deze processen toegenomen, zowel op het beleidsniveau als op het vlak van dagelijks natuurbeheer. Door gerichte maatregelen tracht men de achteruitgang van het natuurlijke milieu en het verdwijnen van organismen en levensgemeenschappen tegen te gaan en de natuurwaarde opnieuw te verhogen.

Zowel bij degradatie als bij restauratie van natuur is een inschatting van de effecten van de veranderingen in de milieuomstandigheden op het ecosysteem een noodzaak. Het laat toe de gevolgen van beleid- en beheersbeslissingen te voorzien. Deze studie focust op een deel van het ecosysteem, nl. de vegetatie. Vegetatieontwikkeling wordt door verschillende factoren bepaald: klimaat, geologie, hydrologie, beheer, verspreiding- en reproductiestrategie van planten. Kennis van de relatie tussen vegetatiestructuur en vegetatiesamenstelling enerzijds en standplaats-

condities anderzijds, is noodzakelijk om voorspellingen te kunnen doen over mogelijke vegetatieontwikkelingen na herstelmaatregelen. De integratie van deze kennis in een hydro-ecologisch model levert een instrument dat efficiënt kan worden ingezet en een waaijer van toepassingsmogelijkheden heeft in het natuurbeleid en het natuurbeheer.

Meestal zijn deze hydro-ecologische modellen empirisch van aard, waarbij veldobservaties gerelateerd worden aan standplaatscondities op basis van statistische of theoretische technieken. In deze studie worden twee van deze technieken besproken: (i) de logistische regressie techniek en (ii) de vrij recent ontwikkelde random forest techniek. Vegetatie distributiemodellen die gebruik maken van deze technieken zijn gelijkaardig in modelopbouw. Op basis van de modelinput, welke gebiedsdekkende gegevens bevat over de standplaatscondities wordt door het model een kans op voorkomen van verschillende vegetatietypes berekend. Aan de hand van een eenvoudige beslissingsregel komt men tot een gebiedsdekkende voorspelling van de vegetatiedistributie. Wanneer een verandering in standplaatscondities optreedt, bijvoorbeeld door verdroging, wordt hetzelfde model gebruikt om een gebiedsdekkende vegetatiedistributie te voorspellen bij gewijzigde standplaatscondities (Figuur 1).

Figuur 1: Conceptuele voorstelling van het hydro-ecologisch distributiemodel. Op basis van gebiedsdekkende gegevens aangaande standplaatscondities, worden de kansen van voorkomen van verschillende vegetatietypes berekend. Deze worden tegen elkaar afgewogen d.m.v. de beslissingsregel "het vegetatietype met de hoogste kans van voorkomen is het voorspelde vegetatietype", gecompileerd in \diamond . Na wijziging van de standplaatscondities, wordt op basis van de nieuwe model input * de kans van voorkomen van de verschillende vegetatietypes berekend (model output *), welke na toepassing van beslissingsregel \diamond leiden tot nieuwe voorspellingen *.



Twee hydro-ecologische distributiemodellen

In deze studie worden twee verschillende technieken behandeld die allebei het voorkomen van vegetatietypes in relatie tot standplaatscondities voorspellen, en dus allebei kunnen geïntegreerd worden in een hydro-ecologisch distributie model.

Logistische regressie

De logistische regressie techniek (Hosmer and Lemeshow, 2000) beschrijft de relatie tussen onafhankelijke variabelen (in deze studie de standplaatscondities) en een binaire respons variabele (in deze studie de aan- of afwezigheid van een vegetatietype) aan de hand van een mathematische functie. Op elke locatie kan een verzameling van i onafhankelijke variabelen worden gemeten die kan worden voorgesteld als de vector $x = (x_1, x_2, \dots, x_i)$. De conditionele kans dat een vegetatietype voorkomt bij de gegeven standplaatscondities x wordt voorgesteld als $P(x)$ en gemodelleerd als:

$$P(x) = \exp(g(x)) / (1 + \exp(g(x))) \quad (1)$$

met $P(x)$ de kans op aanwezigheid, gegeven de standplaatscondities x . De functie $g(x)$ wordt berekend als een lineaire combinatie van onafhankelijke variabelen, waarbij β_i de regressieparameters zijn:

$$g(x) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_i x_i \quad (2)$$

Een schatter voor $g(x)$ moet berekend worden voor elk vegetatietype afzonderlijk, waarna de kans op voorkomen van dat vegetatietype berekend wordt aan de hand van vgl. (1). Vervolgens worden de berekende kansen van voorkomen voor de verschillende vegetatietypes tegen elkaar afgewogen, en is het vegetatietype met de hoogste kans van voorkomen het voorspelde vegetatietype.

Random forests

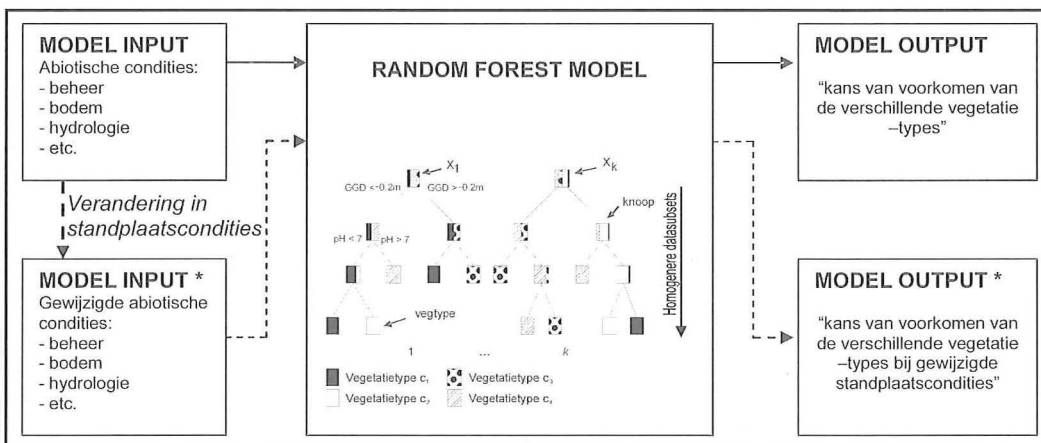
De random forest techniek (Breiman, 2001) is een classificatietechniek waarbij een groot aantal classificatiebomen worden gegenereerd, welke dan samen gevoegd worden om de finale classificatie te berekenen. Elke classificatieboom wordt gegenereerd op basis van een deel (X_i) van de originele dataset (X). De beslissingsregels die de knopen splitsen maken gebruik van een subset van m onafhankelijke variabelen (hier dus standplaatscondities), waaruit de beste wordt geselecteerd. Onderstaande pseudocode beschrijft het algoritme om een random forest te genereren bestaande uit k classificatiebomen (zie ook Figuur 2):

- (i) voor $i = 1$ tot k doe:
 - a. neem een deel X_i bestaande uit $2/3$ van de elementen van de originele dataset X (de referentiegegevens);
 - b. gebruik X_i om een classificatieboom te genereren, waarbij de knopen gesplitst worden op basis van de beste splitsingsvariabele, gekozen uit m willekeurig gekozen onafhankelijke variabelen;
- (ii) In toepassing voor nieuwe data: bereken de kans van voorkomen door de nieuwe data te laten classificeren door alle k classificatiebomen uit het random forest. De kans van voorkomen van vegetatietype c_i wordt gegeven door $P(c_i) = N_{c_i} / N_{\text{tot}}$ waarbij $P(c_i)$ de kans van voorkomen van vegetatietype c_i is, N_{c_i} het aantal classificatiebomen dat het vegetatietype c_i classificeert, en $N_{\text{tot}} (=k)$ het totale aantal classificatiebomen in het random forest.
- (iii) De beslissingsregel "het vegetatietype met de hoogste kans van voorkomen is het voorspelde vegetatietype" wordt gehanteerd om tot de finale vegetatiedistributievoorspelling te komen.

Toepassing in Vlaanderen

Vallei-ecosystemen vervullen een aantal belangrijke socio-economische en ecologische functies, waarvan het aanvullen van het grondwater, de reductie van sediment transport, overstromings-

Figuur 2: Conceptuele voorstelling van het random forest model, bestaande uit k classificatiebomen. Elke boom wordt gebouwd op basis van een andere random subdataset X_i . Deze dataset wordt op de knopen gesplitst in steeds homogenere datasets op basis van de standplaatscondities. In de eindknopen komen alle elementen samen met één bepaald vegetatietype.



controle en de bewaring van habitat en biodiversiteit slechts enkele voorbeelden zijn. Niettegenstaande werden in West Europa doorheen de jaren de meeste vallei-ecosystemen drooggelegd en onder cultuur gebracht. Het geïntegreerde waterbeleid van de laatste decennia benadrukt het belang van grondwater gebonden vallei-ecosystemen, waardoor deze prioritair geworden zijn in natuur herstel- en bescherming.

Studiegebieden en dataset

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek heeft met verschillende onderzoek- en monitoringsprojecten gedurende de periode 1990 - 1997 gebiedsdekkende informatie verzameld over een aantal vallei-ecosystemen, waaronder de Vallei van de Zwarte Beek, Vorsdonkbos, Doode Bemde en Snoekengracht. De gebieden werden opgesplitst door een regelmatig raster met rastercellen van 20 m x 20 m (10 m x 10 m in Snoekengracht). Voor elk van die rastercellen werden 14 standplaatsvariabelen opgemeten (zij het door gebiedsdekkende monitoring, zij het door interpolatie van puntmetingen). Abiotische variabelen die hierbij opgemeten of berekend werden zijn: bodemtype, beheer, grondwaterstand en grondwaterkwaliteit (pH, K⁺, Fe_(tot), Mg²⁺, Ca²⁺,

SO₄²⁺, Cl⁻, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, H₂PO₄⁻ en de ionenratio IR=100[1/2Ca²⁺]/[1/2Ca²⁺ + Cl⁻]). Dezelfde rasters werden gebruikt om de vegetatie van de gebieden te inventariseren. Het voorkomen en de bedekkingsgraad van 85, voornamelijk grondwater gebonden plantensoorten werd geschat gebruik makende van de decimale schaal van Londo. Vervolgens werden deze gegevens geclusterd, gebruik makende van TWINSpan, tot 11 duidelijk gedefinieerde vegetatietypes (Tabel 1). Er werd een hydro-ecologische (L) dataset samengesteld waarbij voor elk van de in totaal 1705 rastercellen de standplaatscondities beschreven worden d.m.v. een vector $x_i = (x_{i1}, x_{i2}, \dots, x_{i14})$ waarin de gemeten waarden voor de 14 onafhankelijke variabelen vervat zitten, en waaraan het overeenkomstige geobserveerde vegetatietype gekoppeld werd (Huybrechts et al., 2002).

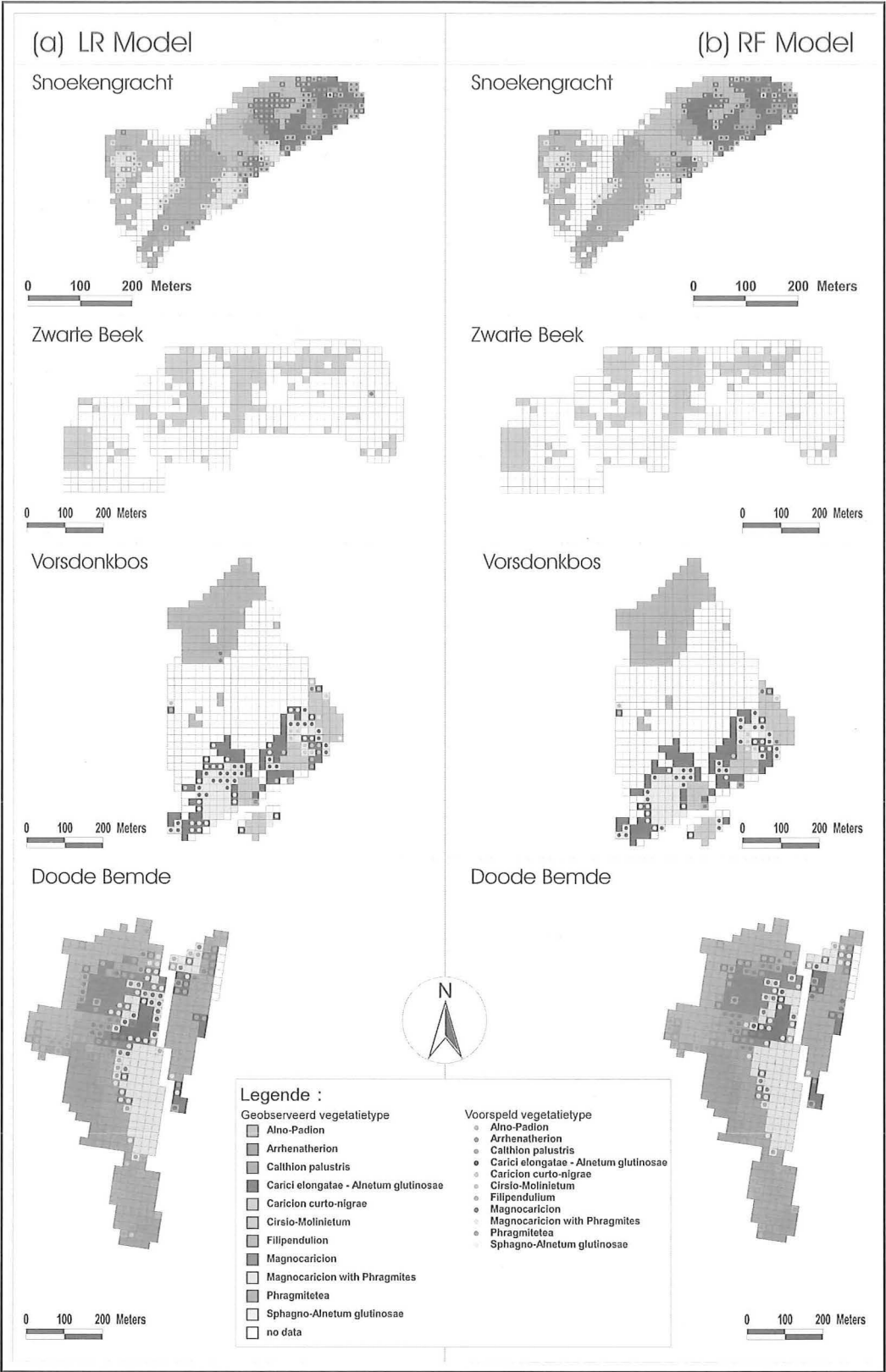
Resultaten en evaluatie

Wegens een gebrek aan een onafhankelijke dataset werd de dataset L willekeurig gesplitst in twee delen voor tweevoudige kruisvalidatie. Zodoende werd elk element van L één maal gebruikt tijdens de model constructie, en één maal tijdens de model evaluatie. Resultaten zijn weergegeven in

Tabel 1: Samenvatting van de vegetatietypes: naam, korte beschrijving en oppervlakte

Naam	Beschrijving	Oppervlakte [ha] (aantal rastercellen)			
		ZB 6.80 (170)	VB 12.80 (320)	DB 20.76 (519)	SG 6.69 (696)
<i>Alno-Padion</i> (Elzen- vogelkersenbos)	Bossen van de drogere standplaats met <i>Quercus robur</i> L., <i>Fraxinus excelsior</i> L., <i>Carpinus betulus</i> L. en <i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.				1.47 (147)
<i>Arrhenatherion elatioris</i> (Glanshaver grasland)	Grasland met <i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J.&C. Presl., <i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm. and <i>Leucanthemum vulgare</i> Lamk.			2.80 (70)	0.91 (91)
<i>Calthion palustris</i> (Dottergrasland)	Soortenrijk mesotroof grasland gedomineerd door <i>Caltha palustris</i> L. en vele <i>Carex</i> -soorten			4.24 (106)	0.95 (95)
<i>Carici elongatae – Alnetum glutinosae</i> (Mesotroof elzenbroek)	Mesotroof elsenbroek met <i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn. en <i>Carex acutiformis</i> Ehrh., <i>Lycopus europaeus</i> L. en <i>Solanum dulcamara</i> L. in de kruidl laag		3.16 (79)	1.20 (30)	1.41 (141)
<i>Caricion curto-nigrae</i> (Kleine zeggevegetatie)	Lage vegetatie met kleine <i>Cyperaceën</i> , zoals <i>Carex panicea</i> L. en <i>Carex rostrata</i> Stokes	6.80 (170)	1.12 (28)		
<i>Cirsio-Molinietum</i> (Blauwgrasland)	Vergelijkbaar met <i>Caricion curto-nigrae</i> , maar meer <i>Poaceae</i> en een hogere productiviteit		1.12 (28)		
<i>Filipendulion</i> (Moerassperea ruigte)	Ruigten van beekdalen met <i>Filipnedula ulmaria</i> (L.) Maxim., <i>Valeriana officinalis</i> L. en <i>Alopecurus pratensis</i> L.		4.76 (119)	4.16 (104)	1.12 (112)
<i>Magnocaricion</i> (Grote Zeggevegetatie)	Zegge moeras met verschillende hoog opgaande <i>Carex</i> soorten			2.52 (63)	
<i>Magnocaricion met Phragmites</i> (Rietruigte)	<i>Magnocaricion</i> vegetatie met <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.			3.72 (93)	0.83 (83)
<i>Phragmitetalia</i> (Rietland)	Hoogproductief rietland, gedomineerd door <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.			2.12 (53)	0.27 (27)
<i>Sphagno-Alnetum</i> (Elzen-berkenbroek)	Oligotroof broek met <i>Betula pubescens</i> Ehrh. en <i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn., met een dense moslaag van <i>Sphagnum palustre</i> L. en <i>Sphagnum fimbriatum</i> Wilson.		2.64 (66)		
ZB, Zwarte Beek; VB, Vorsdonkbos; DB, Doode Bemde; SG, Snoekengracht.					

Figuur 3: Voorspellingen voor de vier studiegebieden op basis van het logische regressiemodel (a, LR model) en het random forest model (b, RF model). De voorspelde vegetatie distributie (○) is afgebeeld bovenop de geobserveerde vegetatie distributie (□).



Figuur 3. Van de 1705 rastercellen werd er voor 1128 (69.3%) een juiste, en voor 524 (30.7%) een foute vegetatievoorspelling gemaakt door het logistische regressie model. Inspectie van Figuur 3 leert ons dat (i) correcte voorspellingen gemaakt werden voor gebieden met geringe diversiteit in vegetatie (Zwarte Beek); (ii) voor meer diverse

gebieden regelmatig foute voorspellingen gemaakt werden en dat (iii) binnen deze gebieden de voorspellingen beter waren voor relatief grote, homogene vegetatieclusters (bv. noordelijk deel van Vorsdonkbos). Het random forest model maakte 1307 (76.7%) juiste en 398 (23.3%) foute voorspellingen. Correcte voorspellingen situeren

zich in het centrum van de vegetatieclusters. Voor rastercellen op de grens tussen twee vegetatietypes en voor geïsoleerde rastercellen zijn de voorspellingen minder accuraat.

We kunnen concluderen dat beide hydro-ecologische modellen in staat zijn om op basis van abiotische standplaatscondities redelijk accuraat de zones aan te geven waar de potenties voor de ontwikkeling van bepaalde vegetatietypes hoog zijn. De afbakening van deze zones op niveau van rastercellen (bv. 20 m x 20 m) is niet perfect. Op de grens van twee vegetatietypes komen overgangszones in de berekeningen naar voor, wat trouwens overeen komt met de situatie op het terrein. Het random forest model presteert iets beter dan de logistische regressie. Beide distributiemodellen kunnen ingezet worden voor beleid- en beheersondersteuning.

Distributiemodellen in een ruimere context

Ondanks de goede modelprestaties en de ruime toepassingsmogelijkheden, dienen de voorgestelde hydro-ecologische modellen ook in een ruimere ecologische context te worden geplaatst. Beide modellen relateren het voorkomen van vegetatietypes aan de heersende standplaatscondities. Welke standplaatsvariabelen daarbij opgenomen worden is vaak een praktische overweging, maar het is duidelijk dat niet alle standplaatsvariabelen even determinerend zijn voor de vegetatiedistributie, ze zijn niet allemaal causaal verantwoordelijk voor de vegetatierespons. Als gevolg zijn deze empirische modellen moeilijk extrapolbaar (in tijd en ruimte), en in principe enkel toepasbaar in de gebieden waarvoor ze ontwikkeld werden. Het gebruik van causale standplaatsvariabelen met een directe impact op de vegetatie zou een eerste stap naar een meer mechanistische, ruimer toepasbare modelbenadering. Maar zelfs al zouden enkel causale variabelen opgenomen worden in deze modellen, dan nog zouden de voorspellingen niet volledig overeenkomen met de observaties daar ecologische processen als competitie, predatie en verbreiding eveneens een invloed hebben op vegetatiedistributies, maar moeilijk te vertalen zijn in kwantitatieve variabelen. Daarom drukken modelresultaten van voorgestelde hydro-ecolo-

gische modellen eerder een habitatgeschiktheid voor de verschillende vegetatietypes uit.

Dankwoord

Wij wensen het Bijzonder Onderzoeksfonds (BOF, project nummer 011/015/04) van de Universiteit Gent, en het Fonds voor Wetenschappelijk Onderzoek (krediet aan navorsers 1.5.108.03) te bedanken.

Bibliografie

BREIMAN, L. (2001), Random forests. *Mach. Learn.* 45, 5-32.

HOSMER, D.W. and LEMESHOW S. (2000), *Applied Logistic Regression*. Second edition. Wiley, Chichester.

HUYBRECHTS, W., DE BECKER, P., DE BIE, E., WASSEN E. and BIO, A. (2002), Ontwikkeling van een Hydro-ecologisch model voor valleiecosystemen in Vlaanderen, ITORS-VL. VLINA 00/16. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel, België.

PETERS, J., DE BAETS, B., VERHOEST N.E.C., SAMSON R., DEGROEVE, S., DE BECKER, P. and HUYBRECHTS, W. (2007), Random forests as a tool for ecohydrological distribution modelling. *Ecological Modelling*. (In press).

Ir. Jan Peters

*Laboratorium voor Hydrologie en Waterbeheer
Universiteit Gent*

*Coupure Links 653
9000 Gent*

e-mail: jan.peters@ugent.be

Tel. 09 264.61.40

Fax. 09 264.62.36

*N.E.C. Verhoest¹, B. De Baets¹,
P. De Becker², W. Huybrechts² en
R. Samson³*

¹ *Universiteit Gent*

² *Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*

³ *Universiteit Antwerpen*

Hydro-ecologische modellen: databehoeften, toepassingen en beperkingen

Inleiding

Overall in Europa herbergen veel natuurgebieden een groter of kleiner aandeel wetlands. Deze natuurgebieden liggen meestal in kleine tot grote riviervalleien. Ze herbergen dikwijls soortenrijke, grondwaterafhankelijke vegetatietypen. Een flink aantal hebben hoge regionale alsook Europese natuurbehoudprioriteit. Vlaanderen vormt geen uitzondering op deze vaststelling. Maar liefst 92% van alle natuurgebieden liggen ten minste voor een deel binnen de invloedssfeer van grond- en/of oppervlaktewater en maar liefst 58% van alle Vlaamse vegetatietypen, zoals die gedefinieerd zijn volgens Hoffmann (2004) zijn grond- en/of oppervlaktewaterafhankelijk.

Integrale waterbeheersingprojecten zijn op Europese (en dus ook op Vlaamse) schaal brandend actueel. Veel riviervalleien en wetlands worden heringericht om te gebruiken bij werken inzake overstromingspreventie, het beperken van overtollig sedimenttransport, om debieten van rivieren te regelen, ... 'Ruimte voor water' is dan ook terecht een populaire slogan geworden. Net omwille van het populaire "integrale" van de benadering in discussies omtrent waterbeheersing, is vallei- en wetlandherstel een veelbesproken onderwerp. Steeds meer zijn er voorbeelden te vinden van plannen in verband met overstromingspreventie waarbij ook terdege rekening gehouden wordt met de natuurbehoudwaarden van de overstromingsgebieden. Helaas sneuvelt de integrale aanpak nog geregeld in de uitvoeringsfase.

Modellen bieden een (niet dé) oplossing

Mathematische modellen zijn vandaag de dag standaard instrumenten voor beleidsmakers en projectverantwoordelijken. Hydraulische en hydrologische modellen worden frequent ingezet bij de ontwikkeling of evaluatie van bestaande of nieuwe waterbeheerschema's. Ook bij natuurherstelprojecten allerhande worden ze meer en meer ingezet.

Bij deze laatste wordt in toenemende mate gebruik gemaakt van hydro-ecologische modellen voor het inschatten van potentiële vegetatieontwikkeling.

Beide types van modellen, de hydraulische/hydrologische modellen enerzijds en hydro-ecologische modellen anderzijds, worden daarbij dikwijls samen ingezet zoals bijvoorbeeld bij de ecologische bijsturing van waterbeheersingprojecten.

Dat kan als volgt lopen: de rivierbeheerder stelt een bepaalde (her-)inrichting van een vallegebied

voor, bijvoorbeeld om overstromingsproblemen in bebouwd gebied op te lossen. Dat inrichtingsvoorstel wordt doorgerekend met een hydraulisch/hydrologisch model. Daarbij wordt in eerste instantie gekeken naar de effectiviteit van het voorstel (aftoppen van afvoerpieken, stockageruimte voor het overtollige water, ...) en naar veiligheidsaspecten (overstromingsregimes, terugkeerperioden, ...). De resultaten daarvan worden gebruikt in een hydro-ecologisch model om de effecten op natuurwaarden te evalueren. Als daar ongewenste negatieve effecten uit voortkomen, kan het oorspronkelijke inrichtingsscenario worden bijgestuurd en opnieuw hydraulisch gemodelleerd. Dit proces kan een aantal keer herhaald worden in een iteratief proces. Het spreekt voor zich dat voor dergelijke toepassingen kwalitatief hoogstaande hydraulische/hydrologische maar zeker ook hydro-ecologische modellen een absolute noodzaak zijn.

Waar zijn goede hydro-ecologische data vandaan te halen?

Hydro-ecologische modellen steunen zeer sterk op goede referentiegegevens van standplaatskarakteristieken van waterafhankelijke vegetatietypen en/of plantensoorten. Om goede ecologische standplaatsgegevens te verkrijgen heeft men ongestoorde locaties met goed ontwikkelde vegetatietypen nodig. Dat zijn met andere woorden locaties waar een goed evenwicht bestaat tussen hydrologische randvoorwaarden en de vegetatieontwikkeling. "Ongestoord" en "goed ontwikkeld" zijn beide erg subjectieve begrippen. Zeker in Vlaanderen, maar ook in de West-Europese context is het vrijwel onmogelijk om ongestoorde locaties te vinden. Er wordt bijgevolg steevast overgeschakeld naar "zo weinig mogelijk gestoorde situaties". Daarbij worden voor de geselecteerde terreinen volgende criteria gehanteerd: (i) een lange periode van constant beheer (minstens 10 jaar), (ii) geen veranderingen in het grondwaterregime gedurende minstens 5 jaar, (iii) geen bekende verstoringen (bemesting, lozing van afvalwater, ...) in het recente verleden en (iv) afhankelijk van het vegetatietype een lange ontwikkelingsduur (grasland 15-20 jaar, bossen 50-120 jaar, ...) (Huybrechts et al. 2002). Op die manier is de keuze aan referentiegebieden vaak vrij beperkt.

Er wordt gewerkt met plantensoorten en/of met vegetatietypen. Plantensoorten hebben het voordeel dat ze duidelijk gedefinieerd zijn. Plantensoorten zijn eenvoudiger éénduidig te herkennen dan vegetatietypen. Bij deze laatste spelen ook syntaxonomische interpretaties een rol. Hoe ge-

detailleerder het niveau (verbond, associatie, sub-associatie, ...)hoe moeilijker de definitie en hoe groter de discussies. In de meeste ecohydrologische projecten worden vegetatietypen verkozen boven plantensoorten.

De standplaatskarakteristieken hebben betrekking op het grondwater en de bodem. Grondwaterstanden zijn bepalend voor de vochthuishouding van de bodem. Aangezien een grondwaterpeil zelden constant is, wordt gewerkt met gemiddelde, gemiddelde hoogste, gemiddelde laagste grondwaterstand of met grondwateramplitude (schommeling op jaarbasis).

In Vlaanderen is ook de chemische samenstelling van grondwater soms van doorslaggevend belang is (Huybrechts et al. 2000; De Becker et al. 1999). Zuurgraad, elektrische geleidbaarheid, concentraties van de belangrijkste ionen en nutriënten worden hierbij geanalyseerd. Bij het beschrijven van de bodem zijn niet alleen de fysische kenmerken (textuur, profielontwikkeling) maar zeker ook de chemische samenstelling van belang (organisch materiaal, zuurgraad, basenverzadiging, nutriënten, ...). het gevoerde beheer, optreden van overstromingen, ... vervullen de lijst van standplaatskarakteristieken.

Het spreekt voor zich dat dit een arbeidsintensieve en bijgevolg dure aangelegenheid is. De nodige tijd en financiële middelen zijn in veel gevallen niet voorhanden.

Om die reden worden voor de ontwikkeling van hydro-ecologische niet zelden gebruikgemaakt van eerder generalistische of gebiedsdekkende informatie.

Een voorbeeld van generalistische informatie is het gebruik van indicatorwaarden van plantensoorten of vegetatietypen (Ellenberg 1974, Jalink & Jansen 1989). Deze zijn gebaseerd op expertkennis, waarbij de respons van plantensoorten of vegetatietypen op standplaatsvariabelen wordt

gecategoriseerd. In modeltoepassingen worden die categorieën vaak opnieuw, via interpolatie, opnieuw continu gemaakt.

Een voorbeeld van veelgebruikte gebiedsdekkende informatie is de bodemkaart van België. Daarin wordt naast textuur ook drainageklasse beschreven. De diepte van de reductiehorizont wordt in verband gebracht met de diepste grondwaterstand in de zomer. Veelal refereert die diepte echter naar een historische toestand en bovendien wordt er geen rekening gehouden met capillariteit van de bodem.

Het gebruik van minder nauwkeurige basisinformatie vergroot de onzekerheden van hydro-ecologische modellen. Het vermindert het onderscheidend vermogen tussen plantensoorten of vegetatietypen. Het zorgt voor een te grote overlap in de waarschijnlijkheid van voorkomen van plantensoorten of vegetatietypen.

Omwillen van het niet beschikbaar zijn van degelijke basisgegevens, wordt eerder een beperkt aantal standplaatsvariabelen geselecteerd op basis van de beschikbaarheid dan wel op basis van hun voorspellende/verklarende waarde.

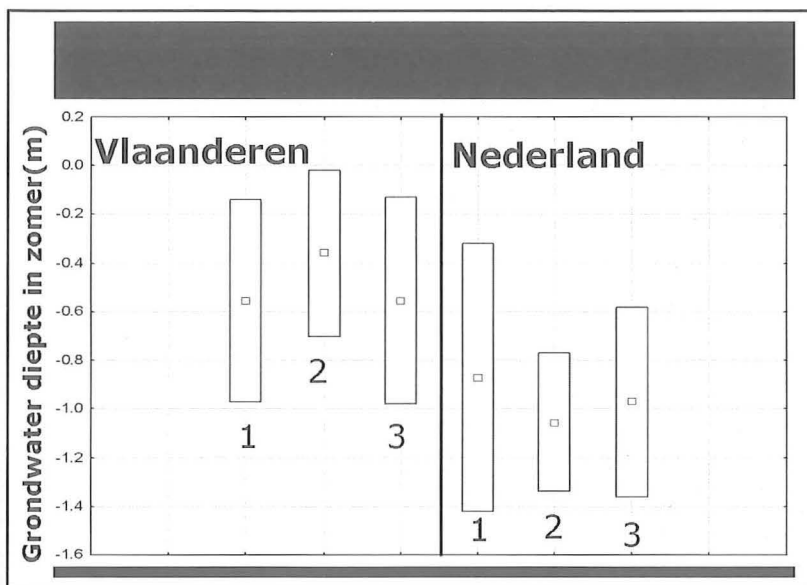
Er kan niet genoeg benadrukt worden de voor goede ecologische inschattingen, goede de standplaatsgegevens van groot belang zijn. Dit vereist een kritische selectie en evaluatie van de beschikbare gegevens. Al te dikwijls heerst de, ons inziens verkeerde, indruk dat de standplaats-eisen van de meeste plantensoorten en/of vegetatietypen al goed in beeld gebracht werden. Niet zelden wordt gebruik gemaakt van informatie die in een bepaalde regio werd verzameld en vervolgens geëxtrapoleerd wordt naar een veel ruimer geografisch gebied, bv. West-Europa. Een dergelijke aanpak is niet zonder risico's. Onderstaande voorbeelden illustreren dat.

Een eerste voorbeeld is ecologische amplitude ten aanzien van de diepste grondwaterstanden (in de zomer) voor mesotroof elzenbroek, kleine zeggenvegetatie en zilverschoongrasland op uitgebreide Vlaamse en Nederlandse datasets (Callebaut et al 2007). Met name voor Kleine zeggenvegetaties blijkt er zelfs niet eens overlap in de ecologische amplitude van de grondwaterstanden te zijn!

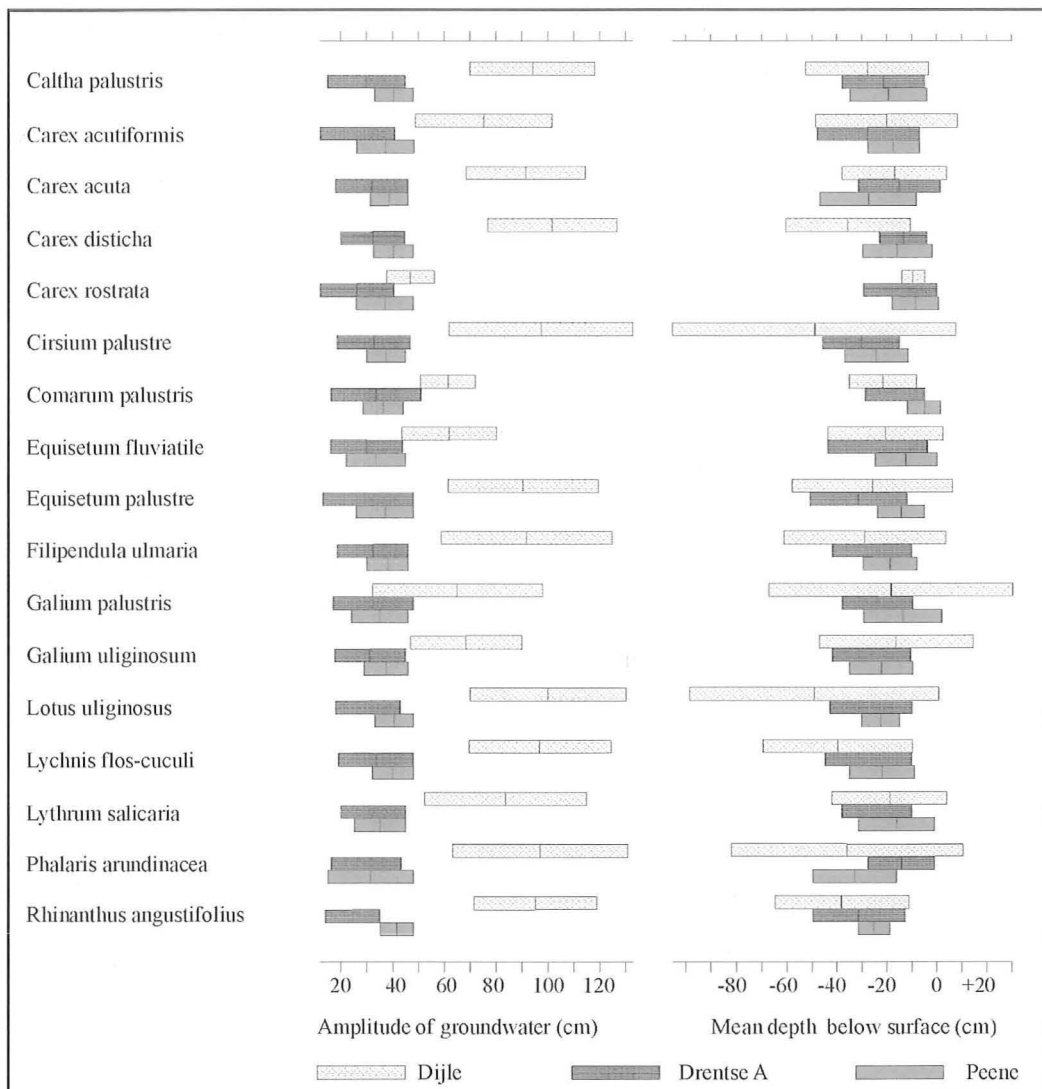
Een tweede voorbeeld is de vergelijking van de respons van een aantal grondwaterafhankelijke graslandsoorten op de grondwatertafelschommelingen (op jaarbasis) en de grootste diepte van het grondwater (in de zomer) voor de valleien van de Drentse Aa in Nederland, de Peenevallei in het noorden van Duitsland en de Dijlevallei in het zuiden van Vlaanderen (De Becker et al. 1999). Hoewel de bodems voor de drie gebieden nagenoeg vergelijkbaar zijn, blijkt er nogal wat verschil op de standplaatsvariabelen te zitten.

In Vlaanderen heeft het lange tijd ontbroken aan geschikte gegevens om hydro-ecologische modellen te ontwikkelen en te testen. De laatste 15 jaar heeft het instituut voor natuur- en bosonderzoek geïnvesteerd in databestanden. Twee Vlaamse hydro-ecologische databestanden zijn momenteel beschikbaar zijn.

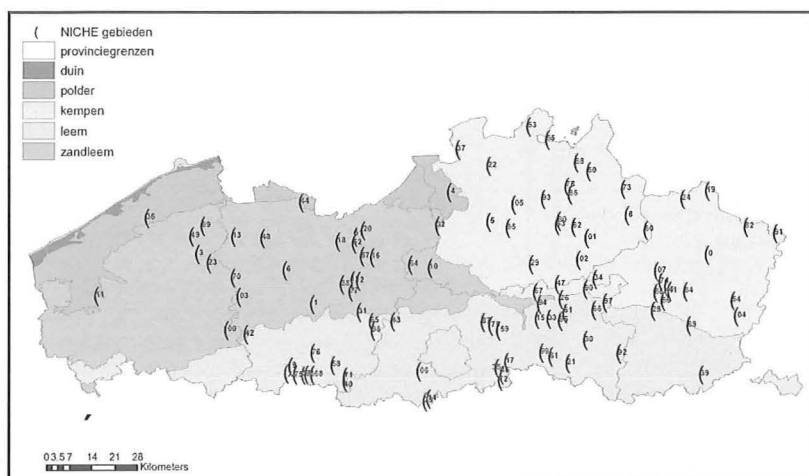
Figuur 1: vergelijking ecologische amplitude voor grondwaterdiepte in de zomer voor drie vegetatietypen (1. mesotroof elzenbroek, 2: kleine zeggenvegetatie, 3: zilverschoongrasland) aan de hand van de Nederlandse en de Vlaamse Niche-dataset (Callebaut et al 2006).



Figuur 2: vergelijking van ecologische amplitude "amplitude van grondwater" en gemiddelde diepte van grondwater" voor een reeks grondwaterafhankelijke graslandsoorten in de Dijle- (B), Drentse A- (NL) en Peenevallei (D). In de balkjes is de gemiddelde waarde +/- de standaardafwijking van de waarnemingen weergegeven.



Figuur 3: situering van de referentiegebieden voor de Niche-Vlaanderen dataset (Callebaut et al. 2006)



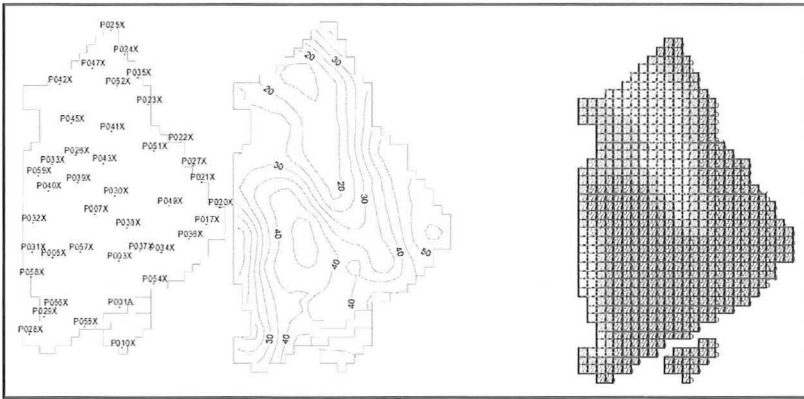
Een eerste dataset, de "NICHE - Vlaanderen dataset" (Callebaut et al. 2007) is een voorbeeld van puntbemonstering. Daarbij werden op ca. 1000 locaties verspreid over 100 Vlaamse referentiegebieden standplaatsgegevens verzameld voor 28 grondwaterafhankelijke vegetatietypen.

Een tweede dataset, de "ITORS - Vlaanderen dataset" (Huybrechts et al. 2002) is een voorbeeld van rasterdata. De soorten- en vegetatiegegevens werden verzameld in vijf gradiëntrijke ongestoorde natuurgebieden waarin telkens over een oppervlakte van ca. 25 ha karterrasters werden uitgezet met maaswijdte van 10*10 tot 40*40 meter. De standplaatsgegevens werden verzameld op wel bepaalde punten (bv. peilbuizen), maar via geo-statistische bewerkingen werden geïnterpoleerde waarden per rastercel berekend.

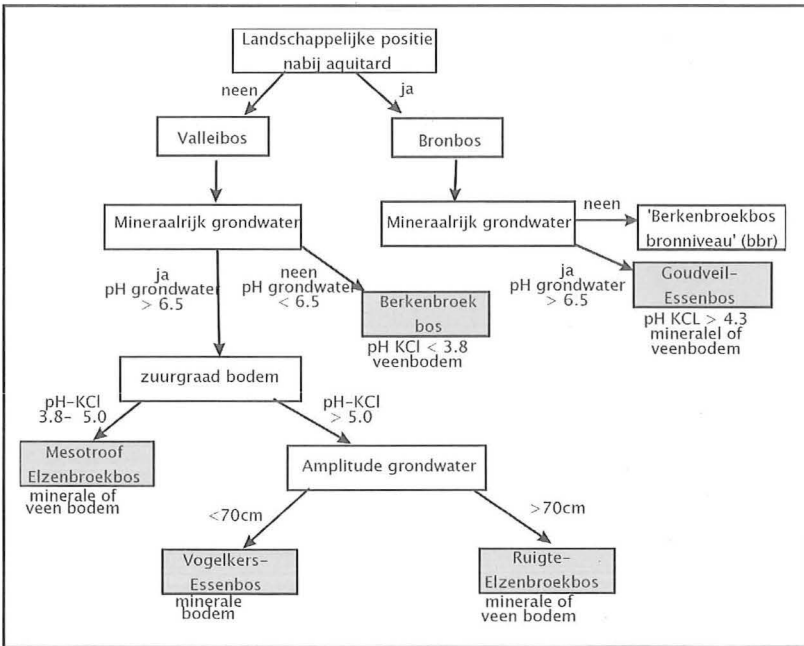
De puntbemonstering is de meest gebruikte methode. Het is een flexibel systeem maar de keuze van de bemonsteringslocaties is erg subjectief. Bovendien zijn er nogal wat kosten en tijdsinvesteringen voor de installatie en het opmeten van peilbuizen in elk van die gebieden.

Data verzamelen in een (weliswaar goed gekozen) karterraster is veel minder subjectief, de bemonstering van een hele reeks soorten over een volledige ecologische gradiënt is mogelijk, de karteringen kunnen gebruikt worden voor een ruimtelijke weergave van modevaluatie, maar de belangrijkste nadelen zijn de hoge arbeids-

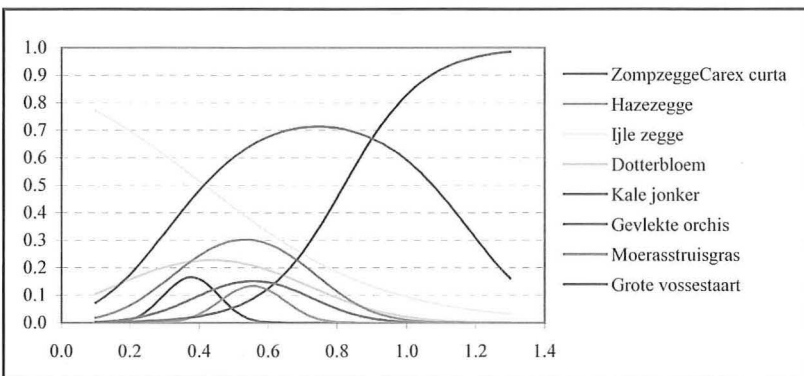
Figuur 4: verwerken van puntwaarnemingen tot geïnterpoleerde waarden per rastercel voor Vorsdonkbos-Turfputten: a. locatie van de peilbuizen, isolijnenkaart met geïnterpoleerde chloridenconcentraties in het grondwater c: chloridenconcentratie per rastercel.(Huybrechts et al 2000)



Figuur 5: beslisschema voor de potentiebepaling van vijf beekbegeleidende bostypen (De Becker et al. 2004)



Figuur 6a: responscurven met de kans van voorkomen voor diverse grondwaterafhankelijke graslandsoorten ten aanzien van de maximale diepte van het grondwater (m onder maaiveld) (naar Huybrechts et al 2000).



intensiviteit en de complexiteit van de geostatistische databehandeling.

Types van hydro-ecologische modellen

Enmaal er een betrouwbare dataset voorhanden is, kan die in een hydro-ecologische modelstructuur worden ingebouwd. Die zijn ruwweg onder te verdelen in twee types: de deterministische en de empirische modellen.

Deterministische modellen maken gebruik van een beslisschema, zoals geïllustreerd wordt in figuur 6 waarin vijf verschillende beekbegeleidende bostypen van elkaar worden onderscheiden op basis van een reeks eenvoudige standplaatskarakteristieken (De Becker et al. 2004). Die beslisschema's zijn best gebaseerd op degelijke meetgegevens, maar in veel gevallen komt er ook "expertkennis" aan te pas.

Empirische modellen maken gebruik van een aantal statistische technieken om de (procentuele) kans van voorkomen van een bepaalde soort of vegetatietype aan te geven in relatie tot een bepaalde standplaatskarakteristiek. Dat kan bijvoorbeeld gebeuren op basis van regressiecurven voor één standplaatskarakteristiek (Figuur 6a) of regressieoppervlakken voor twee of meer standplaatskarakteristieken (figuur 6b).

Welk type van voorspellingen zijn (niet) mogelijk?

In modelvoorspellingen, of beter gezegd potentiebepalingen, wordt het interessegebied onderverdeeld in kleinere rastercellen of polygonen. Veelal worden hydraulische/hydrologische modelresultaten gekoppeld aan hydro-ecologische modellen. Omwille van voortdurend verbeterende en steeds gesofisticeerde GIS-toepassingen is men geneigd te geloven dat de modeltoepassingen en -uitspraken steeds beter worden. Alles hangt echter af van de nauwkeurigheid en representativiteit van de ecologische dataverzameling, van de terreinmetingen en van de betrouwbaarheid van de verschillende gebruikte mathematische modellen.

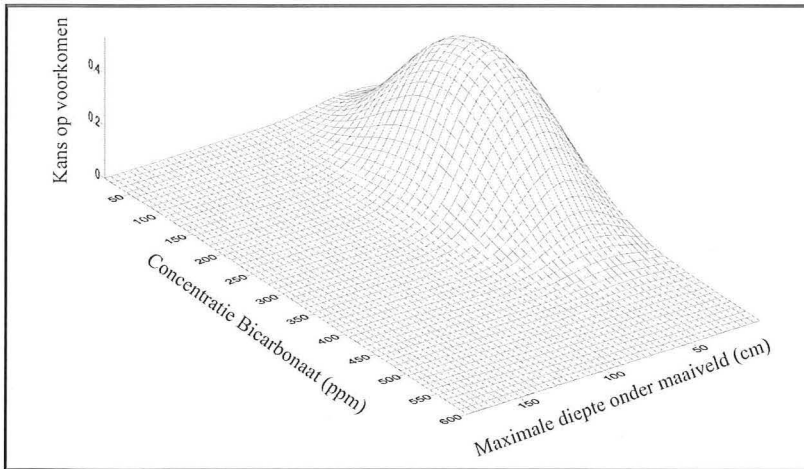
Hydrologische modellen bijvoorbeeld, hebben een zeer goed resultaat als de voorspelde grondwaterpeilen minder dan één meter verschillen van de in het veld gemeten waarde. Die zogenaamde "accuracy" valt af te leiden uit een kalibratiecurve (figuur 78). In de meeste gevallen zijn fouten van verschillende meters het best haalbare resultaat.

Het spreekt voor zich dat een dergelijke nauwkeurigheid ruim onvoldoende is voor accurate ecologische toepassingen. Hydro-ecologische modelresultaten moet dan ook gebruikt worden om verspreidingspatronen van plantensoorten of vegetatietypen of veranderingen daarvan in een bepaald gebied in beeld te brengen, eerder dan te focussen op de exacte aan/afwezigheid op een welbepaalde locatie.

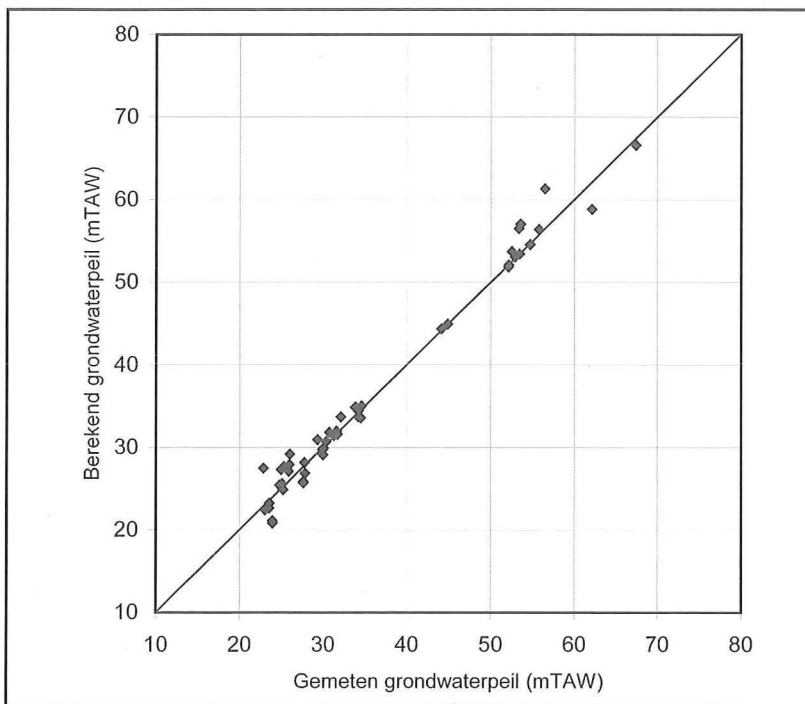
Conclusies

De techniek van hydro-ecologische modellen

Figuur 6b: responsoppervlak met de kans van voorkomen voor *Pluimzegge* ten aanzien van concentratie bicarbonaat en maximale diepte van het grondwater (naar Huybrechts et al 2000)



Figuur 7: kalibratiecurve voor een regionaal grondwatermodel in de Zuiderkempen (Herselt-Westmeerbeek) (De Becker et al. 2006)



wordt vandaag bijna standaard toegepast in natuurherstelprojecten, milieueffectrapportage en in waterbeheersingstudies, maar:

- Hydrologen moeten meer werk maken van het verbeteren van de nauwkeurigheid van de hydraulische/hydrologische modellen aangezien die doorgaans als basis dienen voor de Hydro-ecologische modellen.
- Ecologen moeten meer werk maken van het reduceren van het (nog altijd veel te) grote aandeel van "expertkennis" in hun beoordelingen, meer kwalitatieve ecologische gegevens zijn noodzakelijk.
- Vervult de grootste aandacht gaat momenteel uit naar het verhogen van de prestatie van de rekenmodules van modellen en van het verbeteren van GIS-toepassingen. Die geven verkeerdelijk de indruk van verbeterende modelresultaten. Voorspelde verspreidingspatronen en

veranderingen daarin moeten de aandacht krijgen, de exacte locaties van voorspelde soorten en vegetatietypen zijn momenteel nog niet betrouwbaar.

Referenties

Callebaut J.; De Bie E.; De Becker P. & Huybrechts W. 2007. NICHE Vlaanderen. SWV. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.R.2007.3.

De Becker P.; Hermy M. Butaye J. 1999. Ecohydrological characterisation of a groundwater fed alluvial floodplain mire. *Journal of Vegetation Science* 2: 215-228.

De Becker P.; Jochems H. & Huybrechts W. 2004. Onderzoek naar de abiotische standplaatsvereisten van verschillende beekbegeleidende *Alno-Padion* & *Alnion incanae*-gemeenschappen. Verslag van het Instituut voor Natuurbehoud IN.O.2004.17.

De Becker P.; Denys L.; Packet J.; Batelaan O. & Mertens W. 2006. Ecohydrologische studie LIFE Zuiderkempen. Rapport van het Instituut voor Natuur- & Bosonderzoek INBO.R.2006.41.

Dumortier M.; De Bruyn L.; Peymen J.; Schneiders A.; Van Daele T.; Weyembergh G.; van Straaten D. & Kuijken E. (red.) Natuurrapport 2003 – toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuur behoud nr. 21.

Ellenberg H. 1974. Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* band 9 Gottingen

Hoffmann M. 2004 Voorlopig overzicht van de plantengemeenschappen van Vlaanderen. Universiteit Gent vakgroep Biologie Onderzoeksgroep Terrestrische Ecologie.

Huybrechts W.; Batelaan O.; De Becker P.; Joris I. & Van Rossum P. 2000. Eco-hydrologisch onderzoek waterrijke vallei-ecosystemen Vlina 96/03.

Huybrechts W.; De Bie E.; De Becker P.; Wassen M. & Bio A. 2002. Ontwikkeling van een Hydro-ecologisch model voor vallei-ecosystemen in Vlaanderen, ITORS-VI. Verslagen van het Instituut voor Natuurbehoud 2002.18.

Jalink M.H. & Jansen A.J.M. 1989. Indicatorsoorten voor verdroging, verzuring en eutrofiering van grondwaterafhankelijke beekdalgemeenschappen – basisrapport. KIWA onderzoek en advies. Nieuwegein (NI).

P. De Becker en W. Huybrechts

Instituut voor Natuur- & BosOnderzoek
Kliniekstraat 25 te 1070 Brussel
piet.debecker@inbo.be

Grondwater in de Zegge; een drijvende kracht voor de aanwezige natuurwaarden

¹ Universiteit Antwerpen,
Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer
² Zoo Antwerpen, Centre for
Research and Conservation

Binnen het natuurgebied De Zegge wordt nog steeds een groot aantal (zeer) zeldzame plantensoorten aangetroffen. Grondwater is een belangrijke reden voor deze botanische rijkdom. Zowel het hoge peil als variatie in de samenstelling van het voedend grondwater spelen hierbij een belangrijke rol. Echter, er kan gevreesd worden dat deze rijkdom (deels) op termijn zal verdwijnen. De reden hiervoor is dat binnen een deel van De Zegge indicaties worden gevonden voor verdroging. De ligging van het gebied waar verdroging optreedt duidt aan dat het aangrenzende landbouwgebied hiervoor waarschijnlijk medeverantwoordelijk is. Een regelmatig voorgestelde oplossing tegen verdroging, inlaat van oppervlaktewater is geen optie aangezien dit sterk in kwaliteit afwijkt van het voedend grondwater. Er moet dan ook gestreefd worden om de originele grondwaterhuishouding zoveel mogelijk te handhaven.

Inleiding

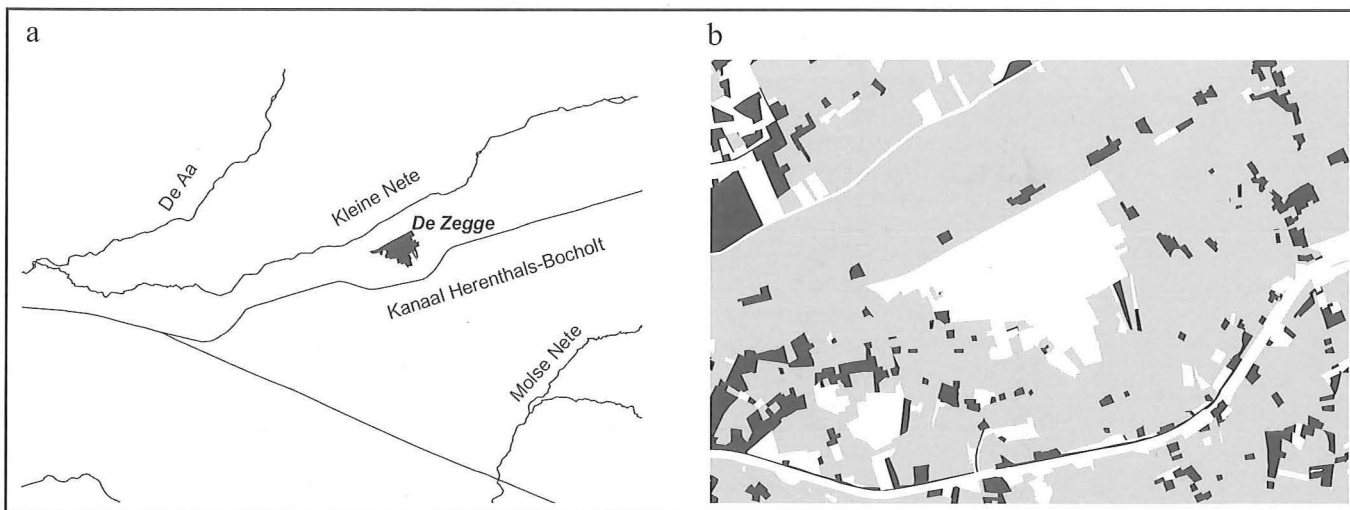
Het natuurreservaat De Zegge in de Antwerpse Kempen is een bijzonder waardevol relict van de natuurwaarden zoals die vroeger op grote schaal voorkwamen in de typische Kempische beekvalleien. Vooral de "natte natuur" is binnen dit gebied goed vertegenwoordigd. Echter, net zoals in veel andere natuurgebieden, staat het gebied heden ten dage onder sterke antropogene druk. Om het behoud van de hoge natuurwaarden te garanderen is het dan ook van belang om de mechanismen verantwoordelijk voor de biodiversiteit van het gebied goed te begrijpen. In dit artikel wordt dieper ingegaan op één van deze factoren, namelijk grondwater. Om het belang van grondwater voor de natuurwaarden te illustreren zal eerst de relatie tussen de natuurwaarden (van de vegetatie) in De Zegge en het grondwater besproken worden. Vervolgens gaan we in op de vraag of er verdroging is en indien zo wat de gevolgen ervan zijn op de natuurwaarden. Dit artikel is een selectieve samenvatting van het onderzoeksrapport Backx et al. (in prep) waarnaar we verwijzen voor meer details en een uitgebreide beschrijving van materiaal en methode.

Studiegebied en probleemstelling

De Zegge (ongeveer 108 ha, zie Verbruggen, 2003) ligt in de vallei van de Kleine Nete, op het grondgebied van de gemeente Geel (figuur 1). Tot in de jaren vijftig was De Zegge nog onderdeel van een groot aaneengesloten laagveengebied, namelijk het Geels Gebroekt (± 500 ha). Dit veengebied lag ingeklemd tussen de Kleine Nete (de noordkant) en de hogere gronden richting Geel aan de zuidkant. Vanuit deze hogere gronden werd het Geels Gebroekt gevoed door een kwelstroom en er was nagenoeg permanent een hoge kweldruk aanwezig. Als gevolg hiervan stond het grondwaterpeil voor een groot deel van het jaar in de nabijheid (of zelfs hoger) dan het maaiveld. Verder vond op regelmatige basis overstroming vanuit de Kleine Nete plaats. Het gebied was dan ook erg nat en intensief landgebruik was nagenoeg onmogelijk. De belangrijkste activiteiten waren kleinschalig en extensief zoals het winnen van turf en het oogsten van riet. Ook de weinige landbouw werd slechts op een extensieve, kleinschalige manier uitgeoefend. Het zeer natte karakter, gecombineerd met kleinschalige, extensieve activiteiten, resulteerde in een zeer afwisse-

Figuur 1a: Ligging De Zegge (met enkele grote waterlopen)

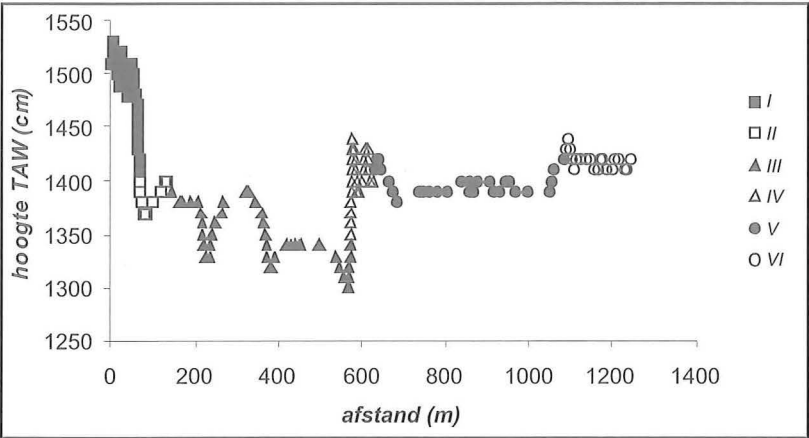
Figuur 1b: Landgebruik in de omgeving van De Zegge. Grijs: landbouw; Zwart: Bebouwing; Wit: natuur, water of bos.



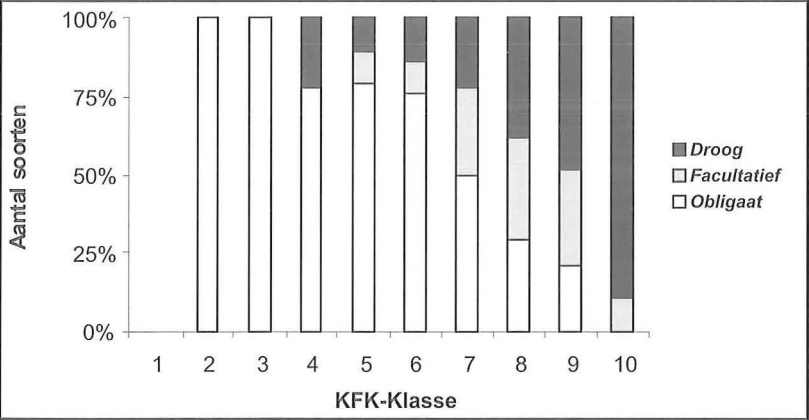
lend, kleinschalig landschap waarin de randvoorwaarden werden geschapen werden voor een groot aantal planten- en dierengemeenschappen (Vanhecke, 1981).

Echter, in de jaren 1950-1960 werd gestart met de ontginning van het Geels Gebroekt en deed grootschalige drainage haar intrede. Uiteindelijk werd het merendeel van het veengebied omgevormd tot intensieve landbouwgrond waarbij grootschalige weilanden en melkveebedrijven hun introductie deden. Slechts enkele kleinere gebie-

Figuur 2: Hoogtekaart (cm). I. Hoge duinen ten noorden van Kleine Nete; II. Kleine Nete; III. Landbouwgebied ten noorden van De Zegge; IV. Dijk (en weg) tussen De Zegge en landbouwgebied; V. De Zegge; VI. Landbouwgebied ten zuiden van De Zegge



Figuur 3: Relatie KFK en aandeel freatofyten van de aangetroffen soorten in De Zegge. Droog: grondwaterafhankelijk; Facultatief: matig afhankelijk van grondwater; Obligaat: Volledig afhankelijk van grondwater.



Tabel 1: Lijst van (zeer) zeldzame soorten in De Zegge.

Soort	Rode lijst	KFK	Soort	Rode lijst	KFK
Ronde zegge*	vb	1	Moerashertshooi	kw	3
Klimopklokje	vb	2	Draadrus	nb	3
Ondergedoken moerasscherm*	zz	2	Naaldwaterbies	nb	3
Moerasvaren	zz	2	Pilvaren	nb	3
Moeraswederik	zz	2	Slangewortel	nb	3
Rijstgras	zz	2	Loos blaasjeskruid	nb	3
Waterlepelkje	zz	2	Stijve ogentroost	kw	3
Grote boterbloem	zz	3	Waterdrieblad	kw	4
Gevlekte orchis	kw	3	Wateraardbei	nb	5

* Deze soorten zijn, door opgelegde restricties tijdens het karteren, niet zelf waargenomen maar komen wel voor in De Zegge. vb= met verdwijning bedreigd; zz=zeldzaam; nb= momenteel niet bedreigd; kw= kwetsbaar. KFK = kilometerhokfrequentie, voor code zie Van Landuyt et al., 2006

den ontsnappen aan deze ontginningsdrang. Dit waren het Olens Broek, de Mosselgoren en De Zegge (Vercammen, 1996). Het oprichten van een reservaat betekent niet automatisch dat aanwezige natuurwaarden zijn gevrijwaard van (verdere) aftakeling. Swings & Boeye (1998) koppelden de verruiging van de vegetatie binnen het Olens broek aan verdroging waarvan de oorzaak buiten de reservaatgrenzen gezocht moest worden.

Ook voor De Zegge kan gevreesd worden dat verdroging, door externe oorzaken, realiteit kan worden. Een belangrijke oorzaak is het omringende landgebruik aangezien dit bestaat vooral uit intensieve landbouw (figuur 1). Met name het landbouwgebied tussen de Kleine Nete en De Zegge is een bron van zorg. De belangrijkste reden hiervoor is het optreden van inklinking in de bodem (nadat drainage werd geïntroduceerd) in deze zone. Door deze inklinking is reeds een verschil in bodemhoogte van ongeveer één meter ontstaan tussen De Zegge en dit landbouwgebied (figuur 2). Door dit hoogteverschil kan worden verwacht dat (grond)water vanuit De Zegge naar het lager gelegen landbouwgebied stroomt en mogelijk verdroging zal optreden.

Relatie freatofyten-zeldzaamheid

Om een algemeen beeld te krijgen van de natuurwaarden werd in 2006 een vlakdekkende vegetatiekartering uitgevoerd in een deel van De Zegge (Backx et al.; in prep). Als de totale soortenlijst van de hogere planten (214 soorten) wordt geanalyseerd op basis van de zeldzaamheid ("KFK" = Kilometer Hok Frequentie, zie verder Van Landuyt et al, 2006) en grondwaterafhankelijk (freatofyten, zie Londo, 1988) blijkt dat het aandeel van grondwaterafhankelijke soorten vooral hoog is bij de KFK-klassen lager dan 6 (figuur 3). Dit betekent dus dat voor nagenoeg alle (zeer) zeldzame soorten het voorkomen sterk afhangt van een voldoende hoge grondwaterstand. De meest bijzondere van deze soorten staan weergegeven in tabel 1. Hierbij moet worden opgemerkt dat een deel van deze soorten het (heel) goed doen binnen De Zegge. Zo komt de grootste populatie van Vlaanderen en Nederland van het klimopklokje (*Wahlenbergia hederacea*) voor in De Zegge. Een ander voorbeeld is het waterlepelkje (*Ludwegia palustris*.) dat zich, in tegenstelling tot de rest van Vlaanderen en Nederland, sterk heeft uitgebreid binnen De Zegge (zie o.a. Smet, 1976, 1977).

Relatie grondwatertype-vegetatie

In de vorige paragraaf werd geïndiceerd dat het kwantitatieve aspect van grondwater belangrijk is, maar naast deze factor is ook de kwaliteit van het grondwater van belang. Dit kan worden geïllustreerd met de verspreiding van aquatische vegetatietypen in De Zegge. Als eerste werd onderzocht in welke mate grondwater varieert van samenstelling binnen dit natuurgebied. In een

netwerk van 18 ondiepe peilbuizen in De Zegge werd in de zomer en de winter van 2006 grondwater bemonsterd en geanalyseerd op basis waterkwaliteitsparameters. Het gemiddelde per parameter per peilbuis werd, na standaardisatie, gebruikt voor een clusteranalyse (linkage: Ward; distance measure: relative euclidian distance). Vier verschillende typen grondwater werden onderscheiden, die onderling vooral verschillen in bufferende ionen en/of opgeloste nutriëntenconcentraties (tabel 2).

Op basis van de bufferende ionen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^-) kan een splitsing worden gemaakt tussen twee grotere clusters waarbij zowel typen I en II als typen III en IV onderling het meest overeenkomen. Alle bovengenoemde bufferende ionen komen met een hogere concentratie voor in typen I en II terwijl ook de pH het hoogste is. Binnen deze twee clusters verschillen de aanwezige watertypen vooral door nutriëntenconcentraties. Als wordt gekeken naar typen I en II valt op dat bij type I hogere concentraties ammonium en kalium worden aangetroffen. Een mogelijke verklaring voor dit verschil kan worden gevonden als de ligging van de punten wordt bekeken (figuur 4). Het figuur maakt duidelijk dat type I vooral aan de zuidrand van De Zegge wordt aangetroffen. De meest

voor de hand liggen reden is dat hier verrijking optreedt van deze nutriënten vanuit de aangrenzende landbouwgronden. Deze vorm van verrijking is al vaker in de literatuur beschreven zoals bijvoorbeeld door Olde Venterink *et al.* (1999) die aanwijzingen vond dat kaliumuitspoeling uit landbouwgebieden via het grondwater inderdaad plaatsvond. Als wordt gekeken naar de verschillen tussen typen III en IV wordt duidelijk dat type IV een duidelijke hogere concentratie heeft aan zowel ammonium als nitraat (tabel 2). Beide punten in type IV liggen verspreid in het gebied waarin Type III voorkomt. Hierbij valt op dat beide punten in een elzenbos voorkomen. Elzenbomen fixeren stikstof uit de atmosfeer, wat kan leiden tot hogere concentraties in de bodem. Type III is het meest voorkomende grondwatertype en vormt een groot aaneengesloten vlak in het oostelijke deel van De Zegge. Uiteindelijk kan geconcludeerd worden dat De Zegge door twee typen grondwater wordt gevoed. De meest westelijk punt wordt gevoed door zacht, matig gebufferd grondwater (type II) terwijl het grootste deel van het gebied door licht zuur, zeer zwak gebufferd water wordt gevoed (type III); beide typen kennen een verrijkte variant.

Tabel 2: Gemiddelde concentratie (mg l^{-1}), geleidbaarheid $\mu\text{S} (\text{cm}^{-1})$ en pH voor de vier onderscheiden types grondwater in De Zegge. (N is aantal peilbuizen per groep).

Parameter	I	II	III	IV	p-waarde
N	4	2	10	2	
Nitraat	0.06 ^a	0.06 ^a	0.04 ^a	0.40 ^b	<0.001
Ammonium	0.46 ^a	0.06 ^b	0.14 ^b	0.41 ^a	0.01
Fosfaat	0.15	0.14	0.17	0.16	ns
Kalium	5.6 ^a	1.2 ^b	1.6 ^b	2.0 ^b	0.05
pH	6.4 ^a	6.3 ^a	5.9 ^{ab}	5.2 ^b	0.01
Bicarbonaat	64.5 ^a	120.5 ^b	49.4 ^c	20.8 ^c	0.05
Calcium	31.5 ^a	34.8 ^a	16.4 ^b	13.7 ^b	0.02
Magnesium	4.6 ^a	4.9 ^a	1.8 ^b	1.5 ^b	<0.001
Geleidbaarheid	287 ^a	275 ^a	146 ^b	172 ^{ab}	< 0.001
Sulfaat	35	17.5	24.3	21	ns
IJzer	12.1	17.9	20.7	9.1	ns

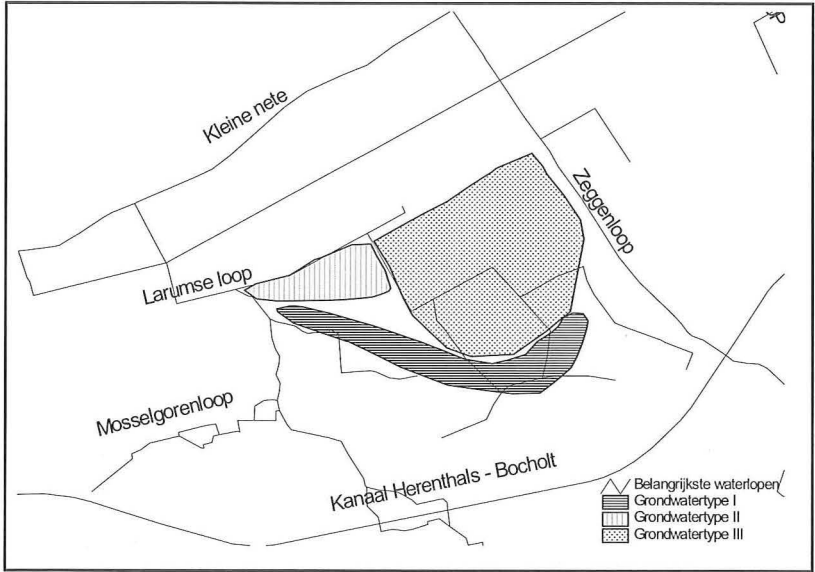
Figuur 4: Ligging van verschillende grondwatertypen in De Zegge.

Het verschil in concentraties aan bufferende stoffen tussen typen I en II enerzijds en typen III en IV anderzijds kan niet éénduidig worden afgeleid. Een mogelijk verklaringen kan zijn dat het kanaal van Bocholt-Herenthals een deel van de grondwaterstroom beïnvloedt doordat vanuit dit kanaal sterker gebufferd water de bodem inziigt. Een andere mogelijke factor kan zijn een verschil in transportduur van het grondwater. Wanneer grondwater door de geologische ondergrond wordt getransporteerd treedt verrijking op met ionen zoals Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- en de opgeloste concentratie in het grondwater stijgt naarmate de periode van transport langer is. Het grondwater dat in het westelijk deel van De Zegge aan de oppervlakte komt is dan waarschijnlijk ook ouder. Waarom juist hier dit oudere grondwater aan de oppervlakte komt, kan met de beschikbare kennis niet worden verklaard en een meer diepgaand hydrologisch onderzoek hiernaar is zeker gerechtvaardigd.

Het verschil in chemische samenstelling heeft echter wel gevolgen voor de vegetatie. Als wordt gekeken naar de verspreiding van enkele aquatische

Tabel 3: Verdeling van de vegetatietypen over grondwatertypen II en III (% van het totaal aantal vindplaatsen). Typering is op basis van dominante of prominente soorten (afgeleid van Backx *et al.*, in prep).

	II	III
Loos blaasjeskruid	20	80
Gele plomp	50	50
Holpijp	67	33
Moerashertshooi	100	0
Riet	62.5	37.5
Snavelzegge	11.8	88.2
Waterlepelkje	55.5	44.5

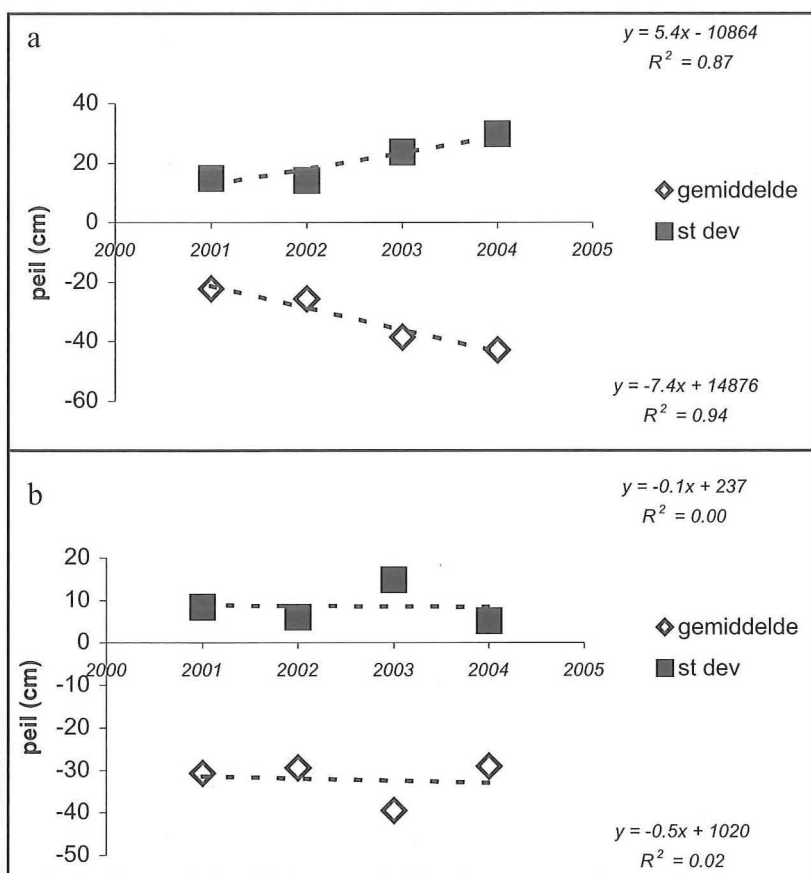


en oevervegetaties binnen De Zegge wordt duidelijk dat enkele vegetatietypen gerelateerd zijn aan het voedende grondwater. Loos blaasjeskruid (*Utricularia australis*), moerashertshooi (*Hypericum elodes*) en snavelzegge (*Carex rostrata*) hebben hun zwaartepunt in één van beide typen. Loos blaasjeskruid en snavelzegge worden vooral aangetroffen in het deel van De Zegge dat gevoed wordt met wat zuurder grondwater terwijl moerashertshooi exclusief wordt aangetroffen daar waar meer gebufferd grondwater het gebied voedt (tabel 3). Dit komt goed overeen met de beschrijving van standplaats van deze soorten in de literatuur (o.a. Weeda et al., 1988; 1994).

Grondwatertype en peil

Cruciaal voor het gebied is de lange termijn evolutie van het grondwaterpeil. Om hier inzicht in te krijgen werd een dataset (met peilstanden gebruikt) die liep van begin 2001 tot eind 2004. Ondanks dat de tijdsreeksen nog te kort zijn om definitieve conclusies te kunnen trekken kunnen ze wel worden gebruikt om een eerste inzicht te krijgen. Op basis van deze dataset kunnen de peilbuizen ruwweg in twee typen worden onderscheiden. Eén groep peilbuizen had een stabiel jaargemiddelde over de bestudeerde tijdperiode; ook de peilschommelingen (gebaseerd op de standaarddeviatie) binnen een jaar bleven constant (figuur

Figuur 5a en b: Twee karakteristieke voorbeelden van peilverloop. Figuur a (boven) is een peilbuis karakteristiek voor verdroging. Weergegeven trends zijn significant ($p < 0.05$). Figuur b (onder) is karakteristiek voor een stabiel grondwaterpeil.



5b). Het peilregime is bij deze peilbuizen dus als constant te beschouwen. Bij een tweede groep peilbuizen werd een daling van het peil gevonden, evenals een toename in peilschommelingen (figuur 5a). Deze peilbuizen lijken dus aan verdroging onderhevig te zijn gedurende de meetperiode.

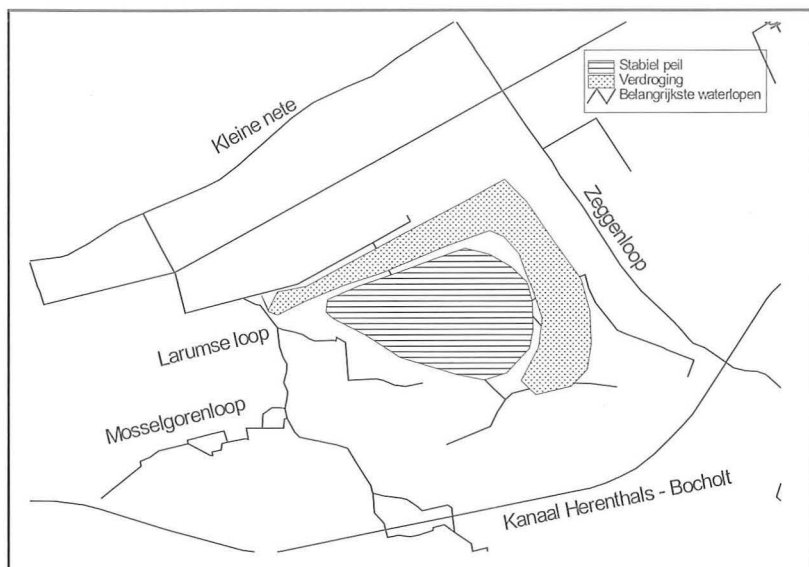
Naast deze directe metingen zijn er nog andere aanwijzingen dat binnen (een deel van) De Zegge sprake is van verdroging. Bijvoorbeeld, in de meest westelijke poelen in het gebied treedt de laatste jaren een sterke algenbloei op tijdens de zomerperiode die alleen dankzij ingrijpen min of meer in toom gehouden kan worden. Algenbloei is in het algemeen een verschijnsel van een toename in nutriënten. De pool in kwestie is geïsoleerd van de omringende grachten en een sterke input van geëutrofeerd water uit een van deze omringende grachten is niet waarschijnlijk (hoogstens kan een kortstondige overstroming plaatsvinden in de winterperiode, wanneer bij extreme neerslag de grachten het debiet niet aankunnen). De meest voor de hand liggende reden is dan ook een daling van het grondwaterpeil. Door een daling van het grondwaterpeil kan organisch materiaal in de omringende oevers sneller afbreken en een deel van de vrijgestelde nutriënten kunnen afstromen naar de plas met eutrofiëring als gevolg (Mitsch en Gosselink, 1993). Een andere aanwijzing voor een dalend peil is het dominante optreden van hennegras (*Calamagrostis canescens*) in een aantal percelen. Daar waar op vroegere kaarten nog grote zeggenvegetaties werden ingetekend wordt de vegetatie nu vooral gedomineerd door hennegras (waartussen zich o.a. blaaszegge (*Carex vesicaria*) handhaaft). Hennegras is een soort die zich sterk kan uitbreiden bij een lichte verdroging terwijl zeggenvegetaties vooral voorkomen onder permanent natte condities (Schaaminée et al., 1995; Weeda et al., 1994).

Wat betreft de oorzaak van de peildaling kan een aanwijzing worden gevonden uit de ruimtelijke verdeling van de twee gevonden peilregimes, aangezien deze een duidelijk patroon laten zien (figuur 6). De peilbuizen die verdroging indiceren worden in het randgebied van De Zegge aangetroffen terwijl de stabiele peilregimes meer centraal in De Zegge liggen. Dit duidt op beïnvloeding van de aangrenzende landbouwgronden. Opgemerkt moet worden dat er waarschijnlijk een tweede, aanvullende, reden is namelijk de warme zomers die optraden tijdens de meetperiode. In hoeverre beide factoren een rol spelen kan echter met de huidige dataset niet worden ontrafeld en om dit te kwantificeren is een langere tijdreeks nodig.

Conclusie

In De Zegge zijn zeer hoge natuurwaarden aanwezig die in belangrijke mate afhankelijk zijn van het grondwater. Er zijn echter indicaties dat in een deel van De Zegge een daling van het grondwaterpeil heeft opgetreden tussen 2001 en 2004. De

Figuur 6: Ruimtelijke verdeling van peilregimes.



ligging van die zone aan de noordkant van de Zegge wijst erop dat het aangrenzende, lager gelegen landbouwgebied hier een rol in kan spelen. Daar vindt een drainage plaats die inklinking tot gevolg heeft. Dit ontstane hoogte verschil is waarschijnlijk een belangrijke factor voor daling van het peil in het noordelijk deel van De Zegge. De warme zomers tijdens de meetperiode speelden hoogstwaarschijnlijk een aanvullende rol. Gezien de waarschijnlijke oorzaken voor het dalende peil in De Zegge moet gevreesd worden dat in de nabije toekomst het grondwaterpeil in De Zegge nog sterker onder druk zal komen te staan. Er zijn, zover bekend, geen plannen om de landbouwactiviteiten te verminderen in het voormalige Geels Gebroekt, waardoor verdere ontwatering (en inklinking) het grondwaterpeil in De Zegge in toenemende mate onder druk zullen blijven zetten. Ook kan verwacht worden dat (zeer) warme zomers een normaal verschijnsel worden de komende periode (IPCC, 2007).

Het wegvallen van een hoog grondwaterpeil in De Zegge zal leiden tot het wegvallen van een deel van de natuurwaarden, iets wat reeds is aangetoond in vergelijkbare gebieden (o.a. Swings en Boeye, 1998; Runhaar et al, 2000). Het aanbieden van gebiedsvreemd water ter compensatie van het grondwater is waarschijnlijk geen optie om de huidige natuurwaarden te handhaven. De meest voor de hand liggende bron voor compensatie, oppervlaktewater, is niet geschikt. In Backx et al., (in prep) is aangetoond dat het oppervlaktewater uit het omringende gebied (veel) rijker is aan nutriënten en bufferende ionen als gevolg van de landbouw en, ten zuiden van De Zegge, ook door insijpelen vanuit het kanaal van Bocholt-Herenthals. Als dit ter compensatie wordt aangeboden van het zuurdere, minder gebufferde en nutriëntenarme grondwater zal dit, naast de externe eutrofiëring, leiden tot een verandering in het standplaatsmilieu. Naast de aanvoer van nutriënten die reeds in het water zitten kunnen de extra bufferende stoffen leiden tot interne eutrofiëring. Dit effect is reeds aangetoond in een reeks

aan studies (o.a. Brouwer et al., 1996) Ook werd in deze studies aangetoond dat de oorspronkelijke vegetatie verdween en werd vervangen door basale, veel voorkomende soorten.

Geconcludeerd kan worden dat er gestreefd moet worden om een hoog grondwaterpeil zo goed mogelijk te handhaven binnen De Zegge aangezien er weinig opties zijn ter compensatie.

Literatuur

- Backx, H., Vansteenkiste, S. en Meire, P. (In prep). Vegetatiekartering van De Zegge.
- Backx, H., Staes, J., Vansteenkiste, S. en Meire, P. (In prep) Ecohydrologische studie in De Zegge.
- Brouwer, E., Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. en Verheggen, G.M. (1996) Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Eindrapport monitoringsprogramma tweede fase. Katholieke Universiteit Nijmegen. 206pp
- IPCC. 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Summary for Policymakers. IPCC.
- Londo, G. (1988). Nederlands freatofyten. Pudoc Wageningen. 108 pp.
- Mitsch, W.J. en Gosselink, J.G. (1993). Wetlands, 2^e editie. Van Nostrand Reinhold, New York. 722 p.
- Olde Venterink, H., Pieterse, N. en Van Der Vliet, R. (1999). Eutrofiëring van beekdalhooilanden en de bijdrage van vervuild grondwater. Landschap 16: 191-206.
- Runhaar, J., Maas, C., Meuleman, A.F.M. en Zonneland, L.M.L. (2000). Herstel van natte ecosystemen. Handboek. NOV-rapport nummer 9-2. 124 pp
- Schaminée, J.H.J., A.H. Stortelder en Weeda, E.J. (1995). De Vegetatie van Nederland. Deel 2. Plantengemeenschappen van wateren, moerasen en natte heiden. 360 pp.
- Smet, S. (1976). Een recente uitbreiding van het waterlepelkje (*Ludwegia palustis* (L.) Elliott) in het reservaat De Zegge (Geel, België). Dumortiera 5: 26-32.
- Smet, S. (1977). Verdere uitbreiding van het waterlepelkje (*Ludwegia palustis* (L.) Elliott) in het reservaat De Zegge (Geel, België). Dumortiera 7-8: 22-24.
- Swings, J. en Boeye, D. (1998). Ecohydrologische studie van Het Olens Broek. Water 101: 111-115.

Vanhecke, L. (1981). Landschappen in Vlaanderen vroeger en nu. Nationale Plantentuin van België, Meise. 140 p.

Van Landuyt, W., Hoste, I., Vanhecke, L.; Van Den Bremt, P., Vercruysse, W. en De Beer, D. (2006). Atlas van de flora van Vlaanderen en het Brussels gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel : België. 1007 pp.

Verbruggen, M. (2003). Natuurreservaat De Zegge. Jaarverslag (2003). Koninklijke Maatschappij Voor Dierkunde Van Antwerpen.

Vercammen, E. (1996). Het Olens broek. Verleden, heden en toekomst. Administratie Milieu, Natuur en Landinrichting, Antwerpen. 8p.

Weeda, E., Westra, R., Westra, Ch., en Westra. T. (1988). Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 3. IVN, Amsterdam, 302 pp.

Weeda, E., Westra, R., Westra, Ch., en Westra. T. (1994). Nederlandse oecologische flora. Wilde planten en hun relaties 5. IVN, Amsterdam, 304 pp.

*H. Backx¹, S. Vansteenkiste², J. Staes¹,
B. Van Ballaer¹ en P. Meire¹*

¹ *Universiteit Antwerpen, Onderzoeksgroep
Ecosysteembeheer
Universiteitsplein 1, 2610 Wilrijk
Tel. 03 820.2264.
Fax. 032 3 820.2271*

² *Zoo Antwerpen, Centre for Research and
Conservation
Koningin Astridplein 26, 2018 Antwerpen
Tel. 03-202.45.80
Fax. 03-202.45.47*

Hydrologische modellering als basis voor het bepalen van potenties voor vegetatie en natuur in het kader van Ecosysteemvisies in Vlaanderen

¹ Vrije Universiteit Brussel,
Vakgroep Hydrologie en
Waterbouwkunde

² Katholieke Universiteit Leuven,
Departement Geografie-Geologie

In het kader van het Milieubeleidsplan (MINA-plan 2, Actie 105) van de Vlaamse Overheid werden tussen 1997 en 2002 voor een tiental rivier- en beekvalleien in Vlaanderen Ecosysteemvisies uitgewerkt.

In valleigebieden met ondiepe grondwaterstanden en aanzienlijke zones met kwel vormt de grondwaterhydrologie een belangrijke abiotische randvoorwaarde voor vegetatie en natuur. Hydrologische condities zijn er doorslaggevend voor de mogelijkheden om bepaalde vegetatietypes te ontwikkelen en vormen een essentieel onderdeel van de ecosysteemvisies. Bovendien heeft hydrologische modellering de mogelijkheid om gebiedsdekkende informatie te leveren over de randvoorwaarden, alsook veranderingen in de hydrologie door te rekenen met behulp van scenario's. Ze biedt op deze wijze een belangrijke meerwaarde voor ecohydrologische studies.

De Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde van de Vrije Universiteit Brussel nam in vijf van deze Ecosysteemvisies de hydrologische modellering voor haar rekening. Voor de Ecosysteemvisie van de Visbeek-Kindernouwbek (Nete bekken) worden de belangrijkste resultaten getoond. Naast een inschatting van grondwaterparameters (kwantiteit), werd eveneens een inschatting gemaakt van de mogelijke aanrijking met nutriënten van een natuurzone via het grondwater (kwaliteit).

Inleiding

In valleigebieden met ondiepe grondwaterstanden en aanzienlijke zones met kwel, vormt de grondwaterhydrologie een belangrijke factor inzake de abiotische randvoorwaarden voor vegetatie en natuur. In onderstaand artikel wordt het belang en de meerwaarde van hydrologische modellering in het kader van ecohydrologische studies, zoals de Ecosysteemvisies, aangetoond. Naast een korte toelichting van het instrument 'Ecosysteemvisie', wordt de gehanteerde methodologie beschreven en aan de hand van een case-study voor de Visbeek-Kindernouwbek (Nete-bekken) worden eveneens de belangrijkste resultaten getoond.

1. Het instrument 'Ecosysteemvisie' en de rol van hydrologische modellering

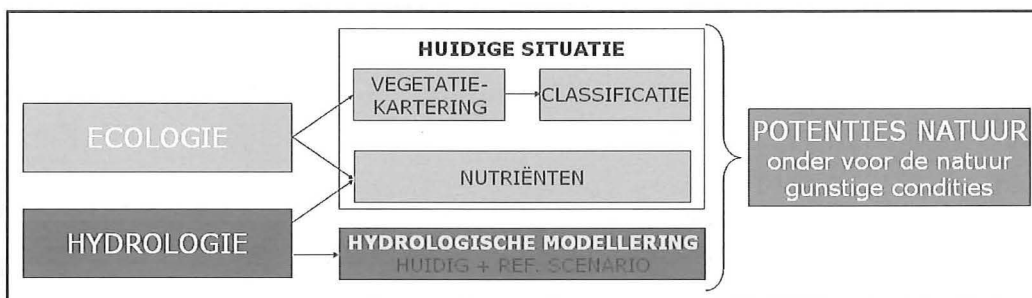
In het kader van het Milieubeleidsplan (MINA-plan II, Actie 105) van de Vlaamse Overheid werden tussen 1997 en 2002 voor een tiental rivier- en beekvalleien in Vlaanderen Ecosysteemvisies uitgewerkt.

Een Ecosysteemvisie geeft binnen een afgebakend gebied (afgebakend op fysisch-geografische basis) de plaats aan waar bepaalde typen natuur behouden kunnen blijven en/of tot ontwikkeling kunnen komen en waar ruimte gecreëerd kan worden voor aangewezen soorten (MINA-plan II, 1997).

Een Ecosysteemvisie omvat naast een omgevingsanalyse en een soortenkartering op perceelsniveau, eveneens een beschrijving van de abiotische randvoorwaarden (Van der Welle et al., 1999). Dit betreft in de eerste plaats de hydrologie en de nutriënten.

De hydrologie van de vallei wordt in beeld gebracht aan de hand van een gedetailleerde hydrologische modellering. Dit laat toe de hydrologische randvoorwaarden (grondwaterstand, schommelingen, aan/afwezigheid kwel, etc.) in te schatten, alsook inzicht in de hydrologische processen te verwerven. Enerzijds wordt dit voor de huidige situatie gedaan, anderzijds voor een referentiescenario met voor de natuur gunstigere condities (vaak vernatting). Figuur 1 geeft een vereenvoudigd schematisch overzicht.

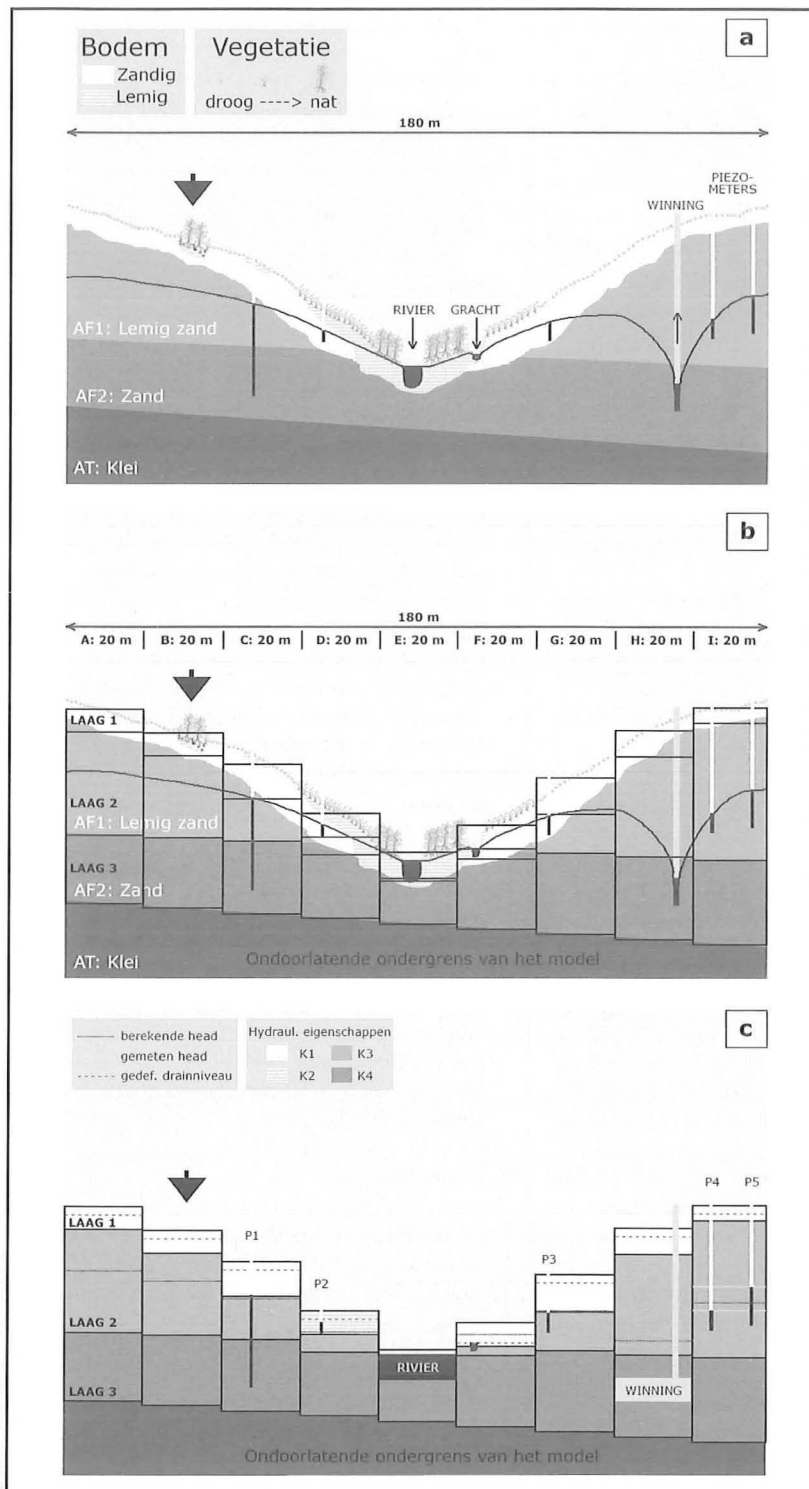
Figuur 1: Schematisch overzicht van de opzet van een Ecosysteemvisie



De Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde van de Vrije Universiteit Brussel (VUB) nam in vijf van deze Ecosysteemvisies de hydrologische modellering voor haar rekening.

In een Ecosysteemvisie worden **ecologie en hydrologie** dus gecombineerd met het oog op het bepalen van de **potenties voor natuurtypen** in een rivier- of beekvallei onder verschillende abiotische – meestal hydrologische – omstandigheden (Figuur 1).

Figuur 2: Schematisering van de veldsituatie (a) in model reken-cellen (b en c), alsook de toekenning van hydraulische karakteristieken en randvoorwaarden zoals rivieren, winningen en drainage (c).



2. Hydrologische modellering

Voor de hydrologische modellering (met MODFLOW – zie kader) wordt het valleigebied geschematiseerd in rekencellen, waaraan hydraulische karakteristieken toegekend worden en waarin eveneens de belangrijkste hydrologische randvoorwaarden (rivieren, winningen, etc.) opgenomen worden.

MODFLOW (MODular groundwater FLOW model) is ontwikkeld door de U.S. Geological Survey (Harbaugh & McDonald, 2000) en is wereldwijd één van de meest gebruikte grondwatermodellen. MODFLOW is een driedimensionaal eindige verschillen model en is opgebouwd uit afzonderlijke modules die elk een onderdeel van de hydrologische processen (o.a. onttrekkingen, grondwatervoeding, drainage, rivieren, etc.) beschrijven en elk instaan voor een bepaald onderdeel van de in- en uitvoer van het model.

Figuur 2 toont hoe deze schematisering tot stand komt. Hierbij wordt meteen ook duidelijk dat – ondanks de hoge mate van detail – de werkelijkheid niet volledig gevat kan worden.

Zo geeft de neerwaartse pijl op de Figuren 2 a, b en c een zone aan waar, als gevolg van de aanwezigheid van een lokaal leemlaagje, de grondwaterstand schijnbaar ondiep is wat zich eveneens uit in nattere vegetatie. In het model in Figuur 2c komt deze lokale natte situatie echter niet tot uiting, wat een gevolg is van de keuze van de modelresolutie (in dit geval 20m).

De rekencellen geven dus steeds een gemiddelde toestand voor een bepaalde zone weer, wat in geval van lokale fenomenen mogelijk leidt tot problemen inzake de ecologische interpretatie.

Aan de hand van dit hydrologisch model worden, voor de huidige toestand, een aantal 'grondwaterparameters' bepaald. Deze hydrologische parameters, zoals o.a. de gemiddelde en seizoensale grondwaterstanden, leveren gebiedsdekkende informatie voor een ecologische analyse.

Naast de berekening voor de huidige toestand, worden ook de hydrologische parameters berekend voor een referentiescenario. Deze vormen een belangrijke input voor de 'vegetatievoorspelling' (bepalen potenties). Aan de hand van de gesimuleerde hydrologische standplaatsfactoren kan immers het voorkomen van bepaalde vegetatie (typen en/of soorten) ingeschat worden.

De belangrijke meerwaarde van hydrologische modellering voor ecohydrologische studies is bijgevolg de mogelijkheid om:

- gebiedsdekkende informatie te leveren
- veranderingen in de hydrologie door te rekenen in (verschillende) scenario's.

Mits het in acht nemen van mogelijke schaalverschillen (resolutie ecologische analyse versus hydrologische modelresolutie) bij de interpretatie van de resultaten, vormt hydrologische modellering een onontbeerlijke basis voor ecologische analyse.

3. Case-study: Visbeek-Kindernouwebeek

In het kader van de Ecosysteemvisie voor de vallei van de Visbeek-Kindernouwebeek (Nete bekken) werd voor het stroomgebied van de rivier (22 km²) een vier-lagig grondwatermodel met een rekencelresolutie van 20 bij 20 m opgebouwd (Verbeiren et al., 2005). Het model werd gekalibreerd aan de hand van de meetgegevens van 91 peilputten (RMSE studiegebied: 0.34 m). Naast een inschatting van grondwaterparameters (kwantiteit), werd eveneens een inschatting gemaakt van de mogelijke aanrijking met nutriënten van een natuurzone via het grondwater (kwaliteit).

RMSE = Root Mean Square Error: Is de gemiddelde absolute afwijking, in dit geval tussen de berekende en de gemeten grondwaterstand. De RMSE wordt vaak gebruikt als een maat voor de nauwkeurigheid van de modelresultaten.

a) Kwantiteit

Aan de hand van het hydrologisch model werden een aantal 'grondwaterparameters' bepaald en voorgesteld als gebiedsdekkende kaarten (Verbeiren et al., 2005), met name:

- Grondwaterstand (of grondwaterdiepte)
- Seizoensale grondwaterschommeling
- Kwelgebieden en grondwater beïnvloede zones (zie kader)
- Kwelintensiteit
- Toestromingstijden (ouderdom grondwater)

Dit gebeurde in de eerste plaats voor de 'huidige situatie' en vervolgens voor het 'vernattingsscenario'. Bij dit laatste werd verondersteld dat geen grondwater meer wordt opgepompt (sluiten winningen) en werd uitgegaan van ondiepere drainagegrachten.

Uit de modellering blijkt dat het beekdal in hoge mate beïnvloed wordt door het grondwater. Grote delen van het studiegebied kennen een ondiepe grondwaterstand (< 0,5 m). De schommeling doorheen het jaar blijft redelijk beperkt (gemiddeld: 0,66m), met uitschieters (> 1 m) in het zuidoosten en het uiterste noorden. Het effect van een vernatting lijkt op het eerste zicht eerder gering, met een gemiddelde verhoging van de grondwaterstand van 0,27 m. Ondanks de relatief geringe verschillen qua grondwaterstanden in het studiegebied, blijkt het vernattingsscenario een aanzienlijke invloed te hebben op de grootte van de kwelgebieden (meer bepaald een toename van de kweloppervlakte tot 4,8 km², een verviervoudiging!) en de grondwaterbeïnvloede zones.

De resultaten voor het vernattingsscenario vormden de basis voor de vegetatievoorspelling met NICHE (uitgevoerd door KIWA Water Research).

Kwelgebieden worden gedefinieerd als gebieden waar de grondwaterstand gelijk is aan de topografie of een vlak daar net onder en waar er een opwaartse grondwaterstroming heerst.

Grondwater beïnvloede zones worden gedefinieerd als zones met een opwaartse grondwaterstroming én een ondiepe grondwaterstand (< 0,5m).

Het model NICHE (Nature Impact assessment of Changes in Hydro Ecological systems – Meuleman, 1996) berekent de effecten van veranderingen in de waterhuishouding en landgebruik op de standplaats van de vegetatie. NICHE voorspelt de potentiële ontwikkeling van de vegetatie (stabiele evenwichtssituatie) op grond van de berekende standplaatscondities.

b) Kwaliteit

Aan de hand van een profielmodellering voor het transport van nutriënten (MT3D – zie kader) en een particle tracking (MODPATH – zie kader) werd nagegaan of hoger gelegen landbouwgebieden de aan de Visbeek-Kindernouwebeek gelegen natuurpercelen beïnvloeden (aanrijking). Figuur 3 toont de locatie van het profiel (stippellijn).

De opbouw van het profielmodel (resolutie: 10m) is identiek aan het gebiedsdekkend grondwatermodel voor de Visbeek-Kindernouwebeek.

Om de landbouwinvloed via drainage na te gaan werden twee scenario's gesimuleerd: (1) drainage op 1,5 m onder maaiveld en (2) géén drainage. Bij dit laatste scenario wordt een standaard drainagediepte van 0,10 m onder maaiveld verondersteld (zie kader).

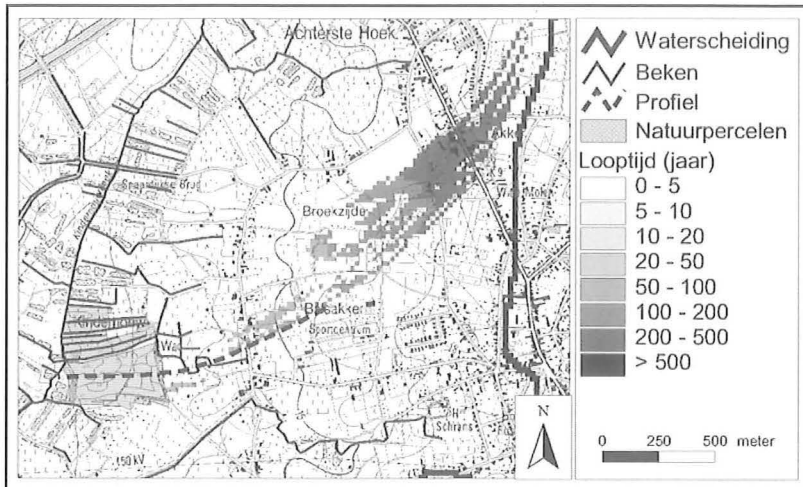
Uit de hydrochemische modellering blijkt dat het nutriëntentransport richting natuurgebied, op deze specifieke locatie (zeer) beperkt blijft. Het opheffen van drainage (scenario 2) resulteert in eerder regionale systemen met langere stroombanen, lagere stroomsnelheden en langere verblijftijden, zodat meer afbraak en adsorptie mogelijk is, met lagere concentraties in het grondwater tot gevolg. In scenario 1 lijken de drainagegrachten een deel van de nutriënten af te vangen. De nutriënten bereiken echter niet de natuurpercelen.

Ook uit de particle tracking analyse blijkt dat er geen directe aanrijking is vanuit de landbouwzone ten oosten van de aan de Kindernouwebeek gelegen natuurpercelen. Figuur 3 toont het voedingsgebied, alsook de overeenkomstige looptijd. De landbouwpercelen net ten oosten van de natuurzone (aansluitend) horen duidelijk niet tot het voedingsgebied. Verder gelegen landbouwpercelen die wel tot het voedingsgebied horen, hebben echter lange tot zeer lange looptijden (100 tot 500 jaar), wat een aanrijking weinig waarschijnlijk maakt.

De gedefinieerde drainagediepte is het niveau waarop water het grondwatermodel langs boven "verlaat", hetzij door drainage in beken, hetzij onder de vorm van kwel die al dan niet beschikbaar is voor vegetatie. Standaard werd voor deze modellering een waarde van 0,10 m onder maaiveld verondersteld.

MT3D is een Modulair Transportmodel in 3-Dimensies dat, in combinatie met een grondwaterstromingsmodel als MODFLOW, gebruikt

Figuur 3: Voedingsgebied natuurpercelen gelegen ter hoogte van de Kindernouw.



wordt om het transport (advectie, dispersie en chemische reacties) van opgeloste deeltjes – in dit geval nutriënten – in het grondwatersysteem te simuleren (Zheng & Wang, 1999). MODPATH is een 'particle tracking' post-processing programma, waarbij MODFLOW resultaten gebruikt worden om de stroombanen van denkbeeldige waterdeeltjes te 'traceren' alsook de overeenkomstige looptijden te berekenen (Pollock, 1994).

Conclusie

De belangrijkste resultaten van een grondwatermodellering, zoals deze voor de Ecosysteemvisie van de Visbeek-Kindernouwbeek werd uitgevoerd, zijn gebiedsdekkende kaarten voor grondwaterstanden, grondwaterschommelingen, kwel- en grondwaterbeïnvloede zones, kwelintensiteiten en verblijftijden. De grondwaterstroming wordt zowel voor de huidige toestand als voor een vernattingsscenario gesimuleerd. Hydrologische modellering biedt op deze wijze een belangrijke meerwaarde voor ecohydrologische studies. Ze vormt, mits het in acht nemen van mogelijke schaalverschillen, een onontbeerlijke basis voor ecologische interpretatie. Daarnaast bieden transport en particle tracking modellen de mogelijkheid om bijkomend inzicht te verwerven in het functioneren van het (lokaal) ecosysteem en zo de ecologische analyse verder te ondersteunen.

Dankwoord

Tot slot zou ik volgende personen en instellingen willen bedanken voor hun bijdrage aan en het mogelijk maken van dit onderzoek.

- Hans Backx & Patrick Meire (Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer - UA) en Martin De Haan, Mark Jalink en Johan Grijpstra (KIWA Water Research) voor de vruchtbare samenwerking in het kader van 'Ontwerp van een Ecosysteemvisie voor de de vallei van de Visbeek-Kindernouwbeek'.
- De opdrachtgever: het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en

Infrastructuur (LIN), Administratie Milieu-, Natuur-, Land- en Waterbeheer (AMINAL), Afdeling Natuur.

Bibliografie

Harbaugh, A.W. & McDonald, M.G. (2000). MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular groundwater model – User guide to modularization concepts and the groundwater flow process. Open-File Report 00-92, USGS, Reston, Virginia, 121 p.

Meuleman A.F.M. (1996). "NICHE: een nieuw instrument voor hydro-ecologische effectvoorspelling." *H 2 O* 29 (5): 137-139.

MINA-plan II (1997) van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur (LIN), Administratie Milieu, Natuur, Land- en Waterbeheer (AMINAL).

Pollock, D.W. (1994) *Users's guide for MODPATH, Version 3: A particle tracking post processing package for MODFLOW*. Open-File Report: 93 pp., US Geological Survey, Reston, Virginia.

Van Der Welle J., Meire P., Schneiders A. & Mertens, W. (1999). "Richtlijnen voor het opstellen van Ecosysteemvisies: ecologische inventarisatie en modellering langs onbevaarbare waterlopen", eindrapport. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur (LIN), Administratie Milieu, Natuur, Land- en Waterbeheer (AMINAL), Afdeling Water: Antwerpen. 73, 21 pp.

Verbeiren B., Tuccu S., Batelaan O. & De Smedt F. (2005). "Ontwerp van een Ecosysteemvisie voor de Vallei van de Visbeek-Kindernouwbeek." Deel 1: Hydrologische Systeemmodellering. Eindrapport MINA/105/01/02, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, AMINAL, 125 p.

Zheng Chunmiao, and Wang, P. Patrick (1999). *MT3DMS: A modeluar three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide*, contract Report SERDP-99-1, US Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

B. Verbeiren¹, Vorser (BAP) - Doctoraatstudent, bverbeir@vub.ac.be,
O. Batelaan^{1,2} en F. De Smedt¹

¹ Vrije Universiteit Brussel, Vakgroep Hydrologie en Waterbouwkunde
Pleinlaan 2, 1050 Brussel, Gebouw T
Tel.: 02/629.30.21, Fax: 02/629.30.22
Email: hydr@vub.ac.be
Website: <http://twuws6.vub.ac.be/hydr/default.htm>

² Katholieke Universiteit Leuven,
Departement Geografie-Geologie
Celestijnenlaan 200e - bus 2410,
3001 Heverlee

Rivierherstel van de Kleine Nete tussen Herentals en Kasterlee

In het No Regret project, onderdeel van het Europese Interreg IIIb Noordzee Programma, staat de zoektocht naar korte en lange termijn maatregelen om watertekort te voorkomen centraal. Het Vlaamse pilootproject bestudeert de mogelijkheid tot duurzaam herstel van de vallei van de Kleine Nete tussen Herentals en Kasterlee om also het permanent watertekort in het Olens Broek te beperken.

De overwogen maatregelen zijn:

- aanleggen van nieuwe meander ter hoogte van de Hellekens, een opgespoten terrein;
- heraansluiten van oude meanders ter hoogte van het Olens broek zodat het ecologische herstel van de waterloop wordt bevorderd;
- vernieuwen en 20m landinwaarts verplaatsen van de dijken in watering De Zegge.

Naast structuurherstel van de Kleine Nete is de belangrijkste doelstelling de realisatie van een gewenst oppervlaktewater- en grondwaterregime in het Olens broek. Of de maatregelen de gewenste effecten hebben op het grondwater en de daarmee in verband staande vegetatie zonder de omliggende landgebruiken te schaden wordt onderzocht aan de hand van modelleringen. Deze modellering houdt het opstellen van een oppervlakte en grondwatermodel in, aangevuld met een hydro-ecologisch model. Met deze modellen worden verschillende scenario's geëvalueerd. Indien schadelijke effecten kunnen optreden dienen deze met mitigerende maatregelen te worden bestreden.

1. Inleiding

Dit project kadert binnen het No Regret project dat onderdeel is van het Europese Interreg IIIb Noordzee Programma en bestaat uit een samenwerking van 4 partnerlanden die op zoek gaan naar korte en lange termijn maatregelen om watertekort te voorkomen. Het Vlaamse pilootproject bestaat uit een globaal studieprogramma dat het duurzame herstel van de vallei van de Kleine Nete tussen Herentals en Kasterlee bestudeert.

Het doel is om het tekort aan water in het Olens Broek op te lossen, zonder de landbouw en bewoning in het omliggende gebied te schaden. Enkele van de maatregelen die overwogen worden zijn:

- het afgraven van de Hellekens, zodanig dat hier een nieuwe meander aangelegd kan worden, en dit zonder de woningen in de Sint-Jobstraat wateroverlast te bezorgen;
- ecologisch herstel van de Kleine Nete ter hoogte van het Vlaamse natuurreservaat het Olens Broek door het heraansluiten van oude meanders;
- het vernieuwen van de dijken in Watering De Zegge waarbij de nieuwe dijken volgens de principes van het integraal waterbeheer beter 20 m landinwaarts worden gelegd om zo het landbouwgebied te beschermen tegen overstromingen.

Deze maatregelen zorgen voor een verhoogde waterberging en kunnen hierbij bijdragen aan de bescherming van de stad Herentals en het landbouwgebied tegen wateroverlast.

De laatste jaren werd onderzoek uitgevoerd rond aspecten van oppervlakte- en grondwaterhydrologie in de omgeving van het studiegebied. Nogtans blijven er een aantal leemten in de kennis

m.b.t. waterhuishouding, vooral naar relatie hydrologie en ecologie. Zo is het nodig de mogelijke ingrepen op de Kleine Nete (hermeandering) of lokaal binnen de vallei (overstroming/ waterberging, nieuwe dijken) te evalueren naar ecologische effecten. In het kader van deze gebiedstudie zal het hydro-ecologisch model 'NICHE Vlaanderen' hiervoor ingezet worden.

2. Probleemstelling

De grootschalige ontginningen van het Geels Gebroekt (één groot laagveengebied dat zich uitstrekt tussen Herentals en Kasterlee) uit de jaren '50 en '60 betekenden het einde van een afwisseling van kleine graslanden, veenkuilen met rietkragen, zeggeveldjes en moerassen met een grote verscheidenheid aan planten- en dierengemeenschappen. Het gebied werd omgevormd tot een landbouwgebied met grootschalige weilanden en melkveebedrijven. Dit ging gepaard met het recht-trekken, verbreden en uitdiepen van de Kleine Nete en een permanente kunstmatige ontwatering. Door de plaatsing van dijken naast de waterloop en een pompstation is het landbouwgebied ter hoogte van de Zegge hydraulisch geïsoleerd van de Kleine Nete. De gebieden die van ontginning gespaard bleven zijn: De Zegge, Mosselgoren, het Olens Broek en Langendonk.

De versnelde afwatering van de landbouwgronden zorgde ook voor een sterke ontwatering in Langendonk en het Olens Broek, zeker nadat in de jaren '70 nog een laatste recht-trekking en verdieping van de Kleine Nete werd uitgevoerd in het studiegebied. Door de verlaging van het waterpeil viel het voor de vegetatie belangrijke contact met grondwater weg. Deze verdroging is vooral in de zomer merkbaar. Hierdoor kwam het ecosysteem in verval waarbij de aanwezige natte

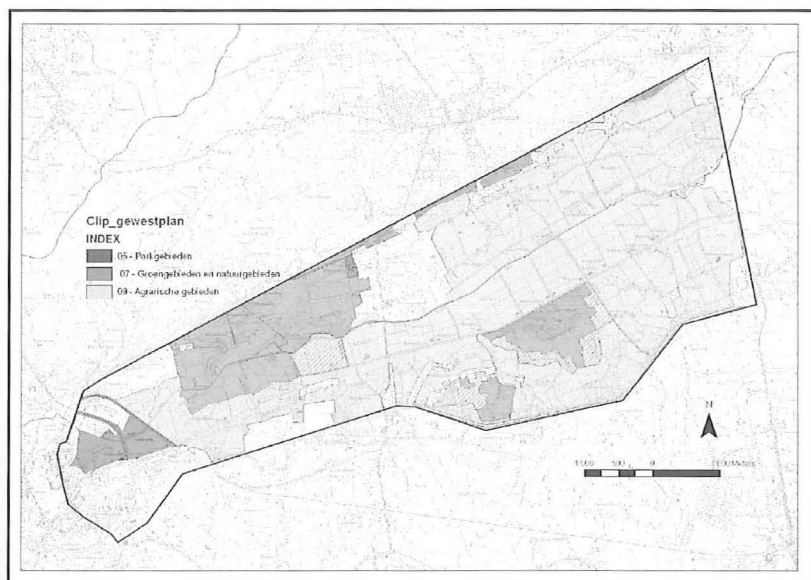
en vochtige natuurtypes verdwenen of ernstig aangetast werden. De meeste elzenbroekbossen zijn de laatste jaren sterk verruigd. Naast het volledig verdwijnen van Slangenwortel (*Calla palustris*), ging Waterdrieblad (*Menyanthes trifolia*) en Bosanemoon (*Anemona nemorosa*) sterk achteruit.

De grondwaterstudie van het Olens Broek (Swings et al., 1997) suggereert een aantal oplossingen om de verdroging van het Olens Broek te beperken. Zo werd geconcludeerd dat een verhoging van het waterpeil in de Kleine Nete zou kunnen zorgen voor een grondwaterstroming die meer in het studiegebied terecht zal komen. Mogelijke maatregelen om het waterpeil in de Kleine Nete te verhogen zijn het heraansluiten van oude meanders, creëren van een nieuwe meander (ter hoogte van de Hellekens), etc.

Een aantal van deze maatregelen zijn reeds geanalyseerd in de oppervlaktewaterkwantiteitsmodellerings voor het stroomgebied van de Kleine Nete en Aa (Belgroma, 2001). Bijkomend zal een grondwatermodel opgemaakt worden. Zowel met het bestaande oppervlaktewatermodel als dit grondwatermodel zullen bijkomende scenario's onderzocht worden. Deze scenario-berekeningen bestuderen echter enkel het hydraulisch aspect van de mogelijke maatregelen. Bijgevolg dienen ze bijgestaan te worden door een hydro-ecologisch model dat ook een uitspraak zal doen over de ecologische gevolgen van de maatregelen.

Belangrijk is om te onderzoeken of de maatregelen het gewenste effect zullen hebben op het grondwater en de daarmee in verband staande vegetatie, zonder de omliggende landgebruiken (landbouw en woonzone) te schaden. Indien schadelijke effecten zouden kunnen optreden dienen deze met mitigerende maatregelen te worden bestreden.

Figuur 1 – Ligging van het studiegebied met aanduiding van het gewestplan (de gearceerde agrarische gebieden zijn deze met ecologisch belang)



3. Studiegebied

Het onderzoeksgebied van het No Regret project omvat grosso modo het beekdal van de Kleine Nete, in het westen begrensd door de Ringlaan rond Herentals (N153), in het oosten door de N19 te Geel, in het noorden door de heuvelrug die een grens vormt met het deelbekken van de Aa en in het zuiden door het Kempisch kanaal.

Op basis van het gewestplan kunnen er 5 deelgebieden onderscheiden worden. In het oosten ligt een parkgebied de Hellekens, net stroomafwaarts van de spoorweg is er agrarisch gebied, dit loopt verder in het zuiden van het studiegebied. In het noorden is er natuurgebied met wetenschappelijke waarde of natuurreservaat terug te vinden. Dit grenst aan agrarisch gebied met ecologisch belang. In het oosten vinden we vooral agrarisch gebied.

4. Opzet project

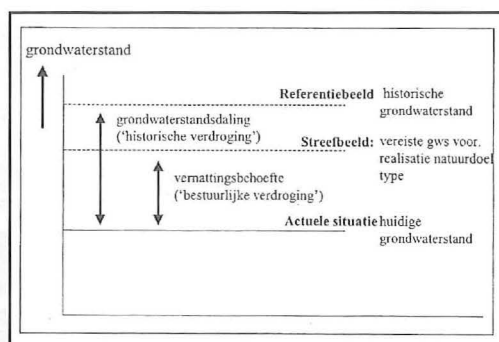
De ecohydrologische modelstudie zal de herstel mogelijkheden voor het alluviale vallei-ecosysteem aanduiden. De studie dient meer bepaald een inzicht te geven in de:

1. historische hydrologische situatie van het gebied;
2. huidige hydrologische situatie;
3. maximum haalbare gewenste hydrologische situatie, gericht op realisatie van ecologische streefdoelen en met toetsing van de haalbaarheid naar aanwezige vormen van grondgebruik (landbouw, bewoning, industrie);

4.1 Bepaling historische evolutie van de hydrologische situatie

Aan de hand van oud kaartmateriaal wordt getracht inzicht te krijgen in de historische situatie. De bodemkaart is opgesteld in 1960. De hydro-morfe kenmerken (vooral roestverschijnselen) zijn weinig dynamisch en veranderen dus heel langzaam. De Belgische bodemkaart geeft een drainageklasse aan, deze drainagetoestand hangt af van een aantal factoren die een duidelijke invloed hebben op de vorming van het bodemprofiel. Uit de definitie van de drainageklassen en de diepte waarop roest- of reductieverschijnselen voorkomen kan afgeleid worden hoe het

Figuur 2 – Bepalen van de grondwaterstand in functie van het gewenste natuurdoeltype (naar Stuuman et al., 2002)

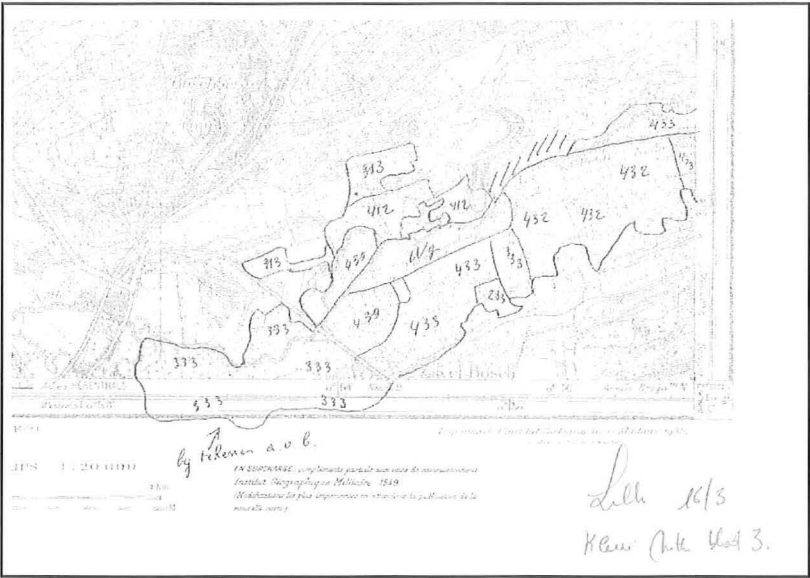


Tabel 1 – De gemiddelde hoogste, laagste en voorjaars-grondwaterstand voor zandgronden afgeleid uit de drainage klas-sen. (Uit Stuurman et al., 2002)

ZANDGRONDEN	definitie		gemiddelde grondwaterstand		
	roest	reductie	GHG	GLG	GVG
drainageklasse					
a	-	-	150	240	173
b	90-125	-	100	200	125
c	60-90	-	70	160	93
d	40-60	-	40	130	63
h	20-40	-	20	140	49
i	0-20	-	10	120	37
e	20-40	>80	15	100	37
f	0-20	40-80	5	65	22
g	-	<40	0	35	12
A	>40	-	40	240	85
B	>90	-	100	240	133
D	40-9-	-	40	160	69
I	<40	-	10	140	41
F	<40	>40	5	100	29
G	0-40	<125	0	100	25

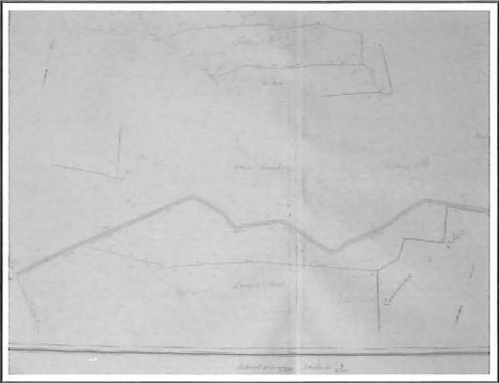
grondwater zich beweegt in het bodemprofiel. In Stuurman et al. (2002) wordt de relatie tus-sen de drainageklassen en de grondwater-standen gelegd (tabel 1). De grondwaterstanden werden gedefinieerd als zijnde:
GHG = gemiddelde hoogste grondwaterstand, diepte waarop roestverschijnselen beginnen
GLG = gemiddelde laagste grondwaterstand, diepte waarop reductieverschijnselen beginnen
GVG = gemiddelde voorsjaarsgrondwater-stand, berekend uit $GVG = GHG + 0.2 (GLG - GHG) + 5$ (Van Beusekom et al., 1990).

Figuur 3 – a) Uittreksel uit de originele vegetatiekartering uit 1961



Daarnaast is omstreeks 1960 een graslandkar-tering gemaakt van riviergraslanden die interes-sante informatie bevat over het landgebruik in het toenmalige valleigebied (Andries en Van Slijcken, 1962). Figuur 3a geeft een kopie van de origi-nele kartering weer. Historische kaarten zoals de Vandermaelen kaart, de militaire kaarten en water-loopatlassen geven de evolutie van de waterloop weer. Figuur 3b geeft een foto van de originele waterloopatlas van 1877 weer.

Figuur 3 – b) foto van de kaart uit de Waterloopatlas van 1877, Herentals – Oelen



Op de historische kaarten kan de sinuositeit wor-den bepaald. Dit is een maat voor de meandering van de rivier en wordt berekend uit de verhou-ding van de lengte van de rivier ten opzichte van de riviervallei. Door het rechttrekken van de Kleine Nete is de sinuositeit sterk gedaald. Tabel 2 geeft deze sinuositeit weer (uit Vallon, A., 2002).

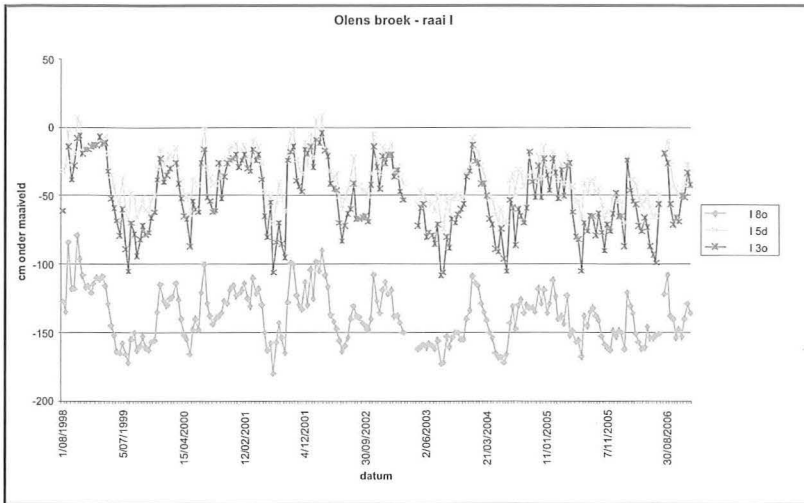
4.2 Bepaling van de huidige hydrologische situatie

Een beeld krijgen van de huidige situatie is be-langrijk om knelpunten te lokaliseren. In het na-tuurgebied het Olens Broek worden tweewekelijks peilbuizen opgemeten. Op drie locaties wordt het oppervlaktewater gemeten. Aan de hand van tijd-reeksen kunnen variabelen zoals amplitude, mi-nimum en maximum grondwaterstanden worden afgeleid. Figuur 4 toont de tijdreeksen uit raai 1 van het studiegebied. Het drainagesysteem in een gebied vormt eveneens een belangrijk gegeven aangezien deze een impact heeft op het lokale hydrologische systeem. Zo kan het drainage-systeem zorgen voor een snelle afvoer van het regenwater, maar ook van het kwelwater.

Tabel 2 – Rivierlengte (L) en sinuositeit (P) van de Kleine Nete voor de rechttrekking (uit A. Vallon, 2002).

Kaart	L (m)		P
	Riviervallei	Rivier	
Vandermaelenkaart ±1850	4230	6246	1,48
Topografische kaart 1865	4230	5954	1,41
Topografische kaart 1873	4230	5930	1,40
Vlaams Hydrografische atlas	4230	4583	1,08

Figuur 4 – Selectie van enkele tijdreeksen uit het Olens Broek, 2-wekelijks opgemeten



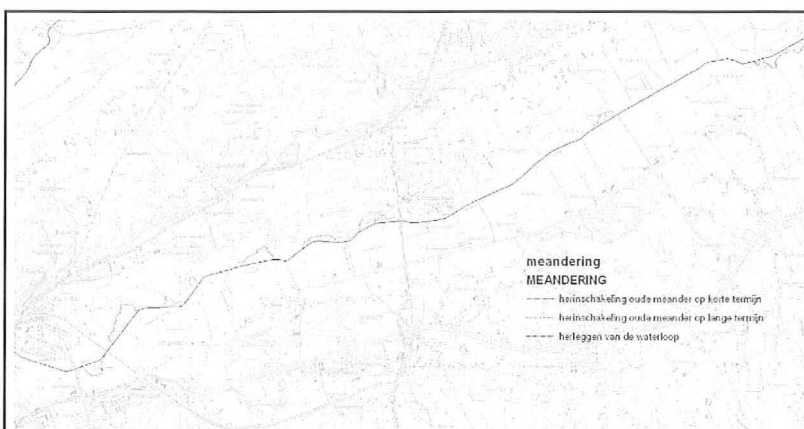
4.3 Opstellen scenario's

Er wordt uitgegaan van het herstel van een alluviaal vallei-ecosysteem met als streefdoel een natuurlijk milieu te realiseren waarbinnen de maximaal haalbare en wenselijke hydrologische situatie wordt bereikt. Dit houdt een verhoging in van het grondwaterpeil in het Olens Broek - Langendonk, zonder de stroomopwaarts gelegen landbouwers moeilijker bewerkbare percelen te bezorgen en woningen in de omgeving wateroverlast te bezorgen.

Het einddoel is het ontwikkelen van grondwatergebonden vegetaties en vegetatiestructuren in overeenstemming met de Europese habitatrichtlijn (Valleigebied van de Kleine Nete met brongebieden, moerassen en heiden).

De scenario's worden geëvalueerd aan de hand van een reeks modellen, met name een oppervlaktewatermodel, een grondwatermodel en een hydro-ecologisch model. Het oppervlaktewatermodel zal inzicht geven in de effecten op oppervlaktewaterpeilen, de haalbaarheid van de waterberging en de overstromingen. Met het model kan nagegaan worden of de verplaatsing

Figuur 5 – Mogelijke hermeandering van de Kleine Nete voor het rivierherstel tussen Herentals en Kasterlee (Afdeling water, 2002).



van de dijken en de hiermee gerealiseerde extra waterberging voor een verhoogde veiligheid van het landbouwgebied zorgt. Tevens wordt nagegaan welke oude meanders kunnen worden herangesloten en of de demping van de huidige waterloop ter hoogte van deze meanders al dan niet wenselijk is. Gezien de dwarssectie van de oorspronkelijke waterloop heel wat kleiner is wordt een sterke opstuwing verwacht. Door behoud van de huidige waterloop maar met de plaatsing van een drempel kan mogelijks de gewenste peilverhoging in drogere periodes gerealiseerd worden terwijl frequentere overstromingen bij hoog water voorkomen worden.

De resultaten van het oppervlaktewatermodel dienen als input voor het grondwatermodel. Met dit model worden de grondwaterstromingen en grondwaterstanden berekend en kwelgebieden gelokaliseerd.

De resultaten van het grondwatermodel wordt gebruikt om het hydro-ecologische model (NICHE Vlaanderen) aan te sturen, dat de effecten van de waterhuishouding nagaat op de vegetatie. Dit model zal een uitspraak doen over de potentiële vegetatietypen die kunnen voorkomen bij de verschillende maatregelen. Hierbij kan getoetst worden of de gewenste natuurdoelstellingen gerealiseerd worden en of de instandhoudingsdoelstellingen van de beschermde natuurtypes (EU habitatrichtlijn) gehaald kunnen worden.

Het is de bedoeling om via een iteratief proces met de 3 modellen te zoeken naar een optimale inrichting waarbij de natuurdoelstellingen maximaal gerealiseerd worden zonder een negatieve impact uit te oefenen op de landbouw- en woonzones.

Figuur 5 geeft de kaart met mogelijke maatregelen opgesteld binnen de ecologische inventarisatie en visievorming voor de Vallei van de Kleine Nete (Afdeling Water, 2002).

Eind 2007 worden de resultaten van deze studie verwacht. Deze zullen de herstelmogelijkheden voor de vallei van de Kleine Nete ter hoogte van Herentals en Kasterlee voorstellen.

5. Referenties

Afdeling water (2002) Ecologische inventarisatie en visievorming in het kader van integraal waterbeheer: Stroomgebied van de Kleine Nete – Aa. Opdracht uitgevoerd voor Afdeling water door Technum en Bodemkundige dienst van België

Andries, A. & Van Slijcken, A. (1962), Vegetatiekartering van riviergrasland. Landbouwtijdschrift 15^e jaargang/8-9: 1100-1178.

Belgroma in opdracht van Afdeling Water (2001). Oppervlaktewaterkwantiteits-modellerings 1999. Perceel 14: Stroomgebied van de Kleine Nete en de Aa.

Stuurman, R., Dierckx, J. & Runhaar, H. (2002), Uitwerking van de methodiek voor de bepaling van de gewenste grondwatersituatie voor natuur in potentieel natte gebieden in Vlaanderen. Projectnummer 005.51027 TNO-rapport.

Swings, J., Boeye, D. & Verheye, R.F. (1997), Ecohydrologische studie van het Olens broek. Antwerpen: UIA, departement biologie, onderzoeksgroep natuurbeheer i.o.v. AMINAL afdeling Natuur.

Vallon, A (2002), Onderzoek naar de historische en de huidige typologie van Vlaamse rivieren in het kader van een hermeanderingsproject: case-study van de Kleine en Grote Nete. Katholieke Universiteit Leuven, Fac. Wetenschappen, Departement Geografie-Geologie. Verhandeling inge-

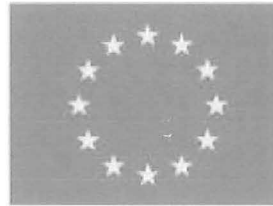
diend tot het behalen van de graad van Licentiaat in de Geografie.

Van Beusekom, C.F. & Farjon, J.M.J. (1990), Handboek grondwaterbeheer voor natuur, bos en landschap. 's-Gravenhage: SDU Uitgeverij.

*E. De Bie, K. Martens
VMM Afdeling Water,
Graaf de Ferraris gebouw
Koning Albert II laan 20, bus 16, 1000 Brussel
02/553 27 13*

*A. Haesevoets, M. Florus
VMM - afdeling Water,
Buitendienst Antwerpen,
Lange Kievitstraat 111-113,
2018 Antwerpen*

Deze studie wordt gerealiseerd met Europese steun.



Ecohydrologisch onderzoek in het kader van het rivierherstelplan voor de Leie

Het rivierherstelplan voor de Leie maakt deel uit van het Seine-Schelde plan, dat ook een luik binnenvaart omvat. Het rivierherstelplan omvat onder meer ingrepen die de ontwikkeling van natte natuur in de Leievallei tussen de Franse grens en Deinze moeten bewerkstelligen. De ecohydrologische studie had als doel het afbakenen van zones die hiervoor in aanmerking komen en het formuleren van inrichtingsmaatregelen die nodig zijn om dit te realiseren. De actuele grondwaterstand werd daartoe gedurende een jaar opgevolgd op acht locaties verspreid over het studiegebied. Daarnaast werd de grondwaterstand gedurende een jaar opgevolgd in een aantal semi-natuurlijke natte graslanden in het Noord-Frans deel van de Leievallei, die als streefbeeld kunnen dienen voor rivierherstel Leie. Op basis van de resultaten van deze meetcampagne, gegevens over standplaatsseisen van bepaalde vegetatietypes en literatuurstudie konden binnen de Leievallei zones afgebakend worden die in aanmerking komen voor de ontwikkeling van natte natuur.

Beleidsmatige context en doelstelling van de studie

Het rivierherstelplan voor de Leie maakt deel uit van het Seine-Schelde plan, dat ook een binnenvaartluik omvat. Het binnenvaartproject maakt deel uit van een Europees project, namelijk de uitbouw van een Trans Europees Netwerk (TEN) voor de binnenvaart. De as Seine-Schelde is één van de noord-zuidverbindingen binnen dit netwerk. De Leie maakt deel uit van deze Seine-Schelde verbinding vanaf Deûlémont tot het Afleidingskanaal van de Leie te Deinze. Voor het traject tussen Deinze en Wervik werd aan het binnenvaartproject een rivierherstelproject gekoppeld.

Het rivierherstelluik van het Seine-Schelde plan werd door Waterwegen en Zeekanaal nv opgestart om de doelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn Water te halen. Deze richtlijn legt op dat voor de Leie een goed ecologisch potentieel bereikt wordt tegen 2015. Het rivierherstelplan omvat zowel ingrepen die de structuurkwaliteit van de waterweg moeten verbeteren (opnieuw aankoppelen meanders, herinrichting oevers) als ingrepen die de ontwikkeling van natte natuur in de vallei moeten bewerkstelligen. Daarnaast omvat het plan maatregelen om de landschappelijke kwaliteit en de recreatieve aantrekkingskracht van de Leiestreek te verhogen.

Ter ondersteuning van het rivierherstelplan werd een ecohydrologische studie uitgevoerd. Eén van de doelstellingen van deze studie was het afbakenen van zones die in aanmerking komen voor de ontwikkeling van natte natuur en het formuleren van inrichtingsmaatregelen die nodig zijn om dit te realiseren. Het studiegebied omvat de Leievallei tussen de Franse grens (Wervik) en de aansluiting met het Afleidingskanaal en de Toeristische Leie (ter hoogte van Noorderwal, Deinze).

Actuele situatie

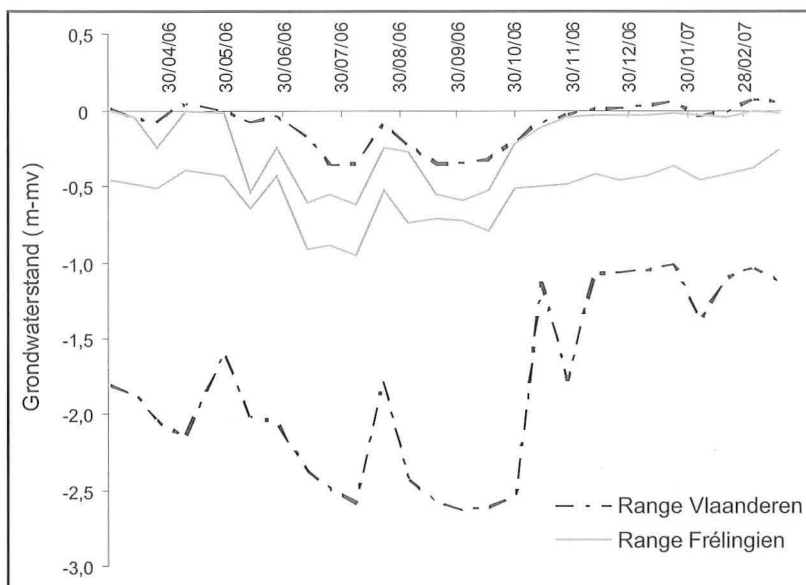
De actuele (abiotische en biotische) situatie van de Leievallei is te beschouwen in het licht van de ingrijpende veranderingen die de voorbije decen-

nia zijn doorgevoerd om de wateroverlast in de vallei te voorkomen en de toegankelijkheid van de Leie voor de scheepvaart te vergroten. Door de kanalisering zijn de meeste meanders vandaag afgekoppeld van de Leie. Sommige zijn gedempt, andere zijn behouden als open water. Door de versnelde waterafvoer treden geen overstromingen meer op in de vallei. De voorbije decennia werden veel valleigronden bovendien gedraineerd en/of opgehoogd om ze meer geschikt te maken voor de landbouw.

De oppervlakte van de meanders zelf buiten beschouwing gelaten, staat binnen de Leievallei slechts een 60-tal ha aangeduid als biologisch zeer waardevol op de biologische waarderingskaart. Deze zeer waardevolle gebieden bestaan voor het grootste deel uit natuur die spontaan tot ontwikkeling is gekomen op verstoorde terreinen (baggerstorten). Het aandeel halfnatuurlijk grasland is zeer klein (grootte-orde enkele hectare). De lage grondwaterstand, die een gevolg is van de kanalisering, is naast het uitblijven van overstromingen de voornaamste oorzaak voor de achteruitgang van natte natuur op de valleigronden. Om de actuele grondwaterstand te kennen, werden op acht onderzoekslocaties langs de Leie meetraaien uitgezet waar de grondwaterstand gedurende een jaar werd opgevolgd. De metingen werden uitgevoerd op weinig verstoorde gronden, omdat deze de beste perspectieven bieden voor de ontwikkeling van natte natuur. Hier schommelde de grondwaterstand in de winter tussen 6 cm boven maaiveld en 45 cm onder maaiveld. In de zomer bedroeg de grondwaterstand tussen 42 en 193 cm onder maaiveld. De range in de gemeten grondwaterstanden op verschillende locaties in Vlaanderen is weergegeven in Figuur 1. De grondwaterstanden werden 2-wekelijks bepaald, waarbij alle locaties op dezelfde dag opgemeten werden. De curves op figuur 1 werden opgesteld door voor elke meetdag het minimum en maximum van de gemeten grondwaterstand in de ca. 40 peilbuizen in het Vlaams deel van de Leievallei te bepalen.

Daarnaast werd de grondwaterstand gedurende dezelfde periode opgevolgd in het Frans deel van de Leievallei, te Frélingien, waar 2 raaien werden

Figuur 1: Range in gemeten grondwaterstanden in het Vlaams deel van de Leievallei en onder graslanden te Frélingien, die als streefbeeld vooropgesteld worden voor natuurherstel in de Vlaamse Leievallei.



uitgezet: één in een Kievitsbloem- en één in een Dottergraslanden. Deze vegetatietypes worden als streefbeeld beschouwd voor het Vlaams deel van de Leievallei (zie verder). Uit figuur 1 is af te leiden dat de grondwaterstanden op de natste locaties in het Vlaams deel van de Leievallei gelijkwaardig zijn met de situatie te Frélingien. Op de droogste meetlocaties in Vlaanderen bevindt het grondwater zich 1,5 tot 2 m dieper dan op de droogste locatie te Frélingien.

Streefbeeld

Door INBO werd een ecologische gebiedsvisie opgesteld voor de Leievallei (Verboven & Decler, 2007), waarin een aantal natuurtypereksen als streefbeeld vooropgesteld worden voor het gebied. Een natuurtypereeks omvat verschillende natuur- of vegetatietypes die zich onder gelijkwaardige abiotische omstandigheden kunnen ontwikkelen onder verschillende beheersvormen (maaien, begrazen, kort of lang cyclisch beheer, nulbeheer).

Op basis van (1) gemeten standplaatseisen van vegetatietypes zoals toegepast in het ecohydrologisch model NICHE (Callebaut et al., 2007) (2) metingen uitgevoerd in relictten van half-natuurlijke graslanden (Kievitsbloem- en Dottergraslanden) te Frélingien (Figuur 1) en (3) literatuurstudie (literatuurlijst is te vinden in het rapport van de ecohydrologische studie (Ecorem, 2007)) werden volgende ranges afgeleid voor de optimale en mogelijke ontwikkeling van de voorop gestelde natuurtypes (van nat naar droog):

- 'Moerassituatie': Grote zeggenvegetatie, riet-moerasspirearuigte, wilgenstruweel, elzenbroekbos:
 - o Optimale ontwikkeling: langdurige winteroverstromingen, grondwater mag maximaal

tot 40 cm onder het maaiveld zakken in de zomer.

- o Mogelijke ontwikkeling: slechts sporadische overstromingen, grondwater kan in zomer tot ca. 55 cm onder het maaiveld zakken.

- 'Natte ecotopen': Grote vossenstaart grasland, dottergrasland, nat kamgrasland, riet-moerasspirearuigte, wilgenstruweel, elzen-vogelkersbos
 - o Optimale ontwikkeling: wintergrondwaterstand nabij maaiveld. Overstroming is nodig voor optimale ontwikkeling van grote vossenstaart graslanden. Sommige varianten van dottergraslanden verdragen geen overstromingen. Zomergrondwaterstanden mogen voor een optimale ontwikkeling van deze natuurtypes niet beneden 50 (grote vossenstaart) à 70 cm onder het maaiveld zakken.
 - o Mogelijke ontwikkeling: wintergrondwaterstanden uitzonderlijk tot 50 cm onder maaiveld. Zomergrondwaterstanden tot 1 m onder maaiveld, uitzonderlijk tot 1,2 m onder maaiveld.
- 'Vochtige ecotopen': Vochtig glanshavergrasland, kamgrasland of zilverschoongrasland, riet-moerasspirearuigte, wilgenstruweel, essen-olmenbos, essen-elzenbos
 - o Optimale ontwikkeling: wintergrondwaterstand tussen 25 à 50 cm onder maaiveld. Zomergrondwaterstand tot 2 m onder het maaiveld.
 - o Mogelijke ontwikkeling: wintergrondwaterstanden tot 1 m onder maaiveld, zomergrondwaterstanden tot 2,5 m onder maaiveld.

Inrichtingsmaatregelen

Herstel overstromingsregime

De mogelijkheden voor overstroming vanuit de Leie door het verlagen van de dijken werden geëvalueerd door de was van de Leie met een terugkeerperiode van 1 jaar (Waterbouwkundig laboratorium, 2006) af te toetsen op het hoge resolutie digitaal hoogtemodel. Op een enkele uitzondering na, zijn quasi nergens in de Leievallei nog regelmatige overstromingen vanuit de Leie mogelijk. Op sommige locaties kan overstroming gerealiseerd worden door het opstuwen van toevoerende beken. De oppervlakte die zo vernat kan worden is echter zeer beperkt.

Herstel van het grondwaterpeil

Om de mogelijke invloed van het oppervlaktepeil op het grondwaterpeil na te gaan, werd voor alle meetpunten (1) de afstand tot de dichtstbijzijnde meander, beek of gracht en (2) de hoogteligging ten opzichte van deze meander, beek of gracht bepaald. Vervolgens werd getracht deze twee variabelen te relateren met de geobserveerde grondwaterstand. Hieruit bleek dat de grondwaterstand vooral gerelateerd was met het hoogteverschil tussen het oppervlaktewaterpeil en de

hoogteligging van de meetlocatie (figuur 2). Dit suggereert dat het grondwaterpeil te reguleren is aan de hand van het oppervlaktewaterpeil. De vallei kan dus vermoedelijk vernat worden door een gepaste peilregeling van de meander in aansluiting op de Leie.

Figuur 3 geeft de relatie weer tussen de mate van drainage en de grondwaterstand. De onderzoekslocaties werden ingedeeld in drie groepen: weinig, gemiddeld of sterk gedraineerd, op basis van observatie van het grachtenstelsel (densiteit, diepte grachten) tijdens een terreinbezoek. Uit figuur 3 is af te leiden dat gebieden die als weinig gedraineerd geclassificeerd werden, doorgaans een hogere grondwaterstand kennen dan locaties die gemiddeld of sterk gedraineerd zijn. Hieruit is af te leiden dat een aanpassing van het drainagestelsel van de valleigronden (verondiepen, opstuwen of dempen van grachten) kan bijdragen tot de vernatting van de valleigronden.

Op basis van de vaststellingen die volgen uit de hydrologische monitoring, worden de ontwikkelingskansen voor 'natte natuurtypes' als optimaal ingeschat als:

1. het hoogteverschil tussen het maaiveld en het beek-, meander- of grachtpeil niet meer dan 1,5 m bedraagt

EN

2. het hoogteverschil tussen het peil van de Leie en de maaiveldhoogte kleiner is dan 2 m OF de afstand tot de Leie bedraagt meer dan 500 m OF het hoogteverschil tussen maaiveld en beek-, meander- of grachtpeil is kleiner dan 0,5 m.

EN

3. de ondergrond bestaat uit niet-opgehoogde alluviale klei

Binnen deze optimale locaties voor natte natuur kan onderscheid gemaakt worden tussen natuurtypes die wel en die niet resistent zijn tegen of afhankelijk zijn van overstromingen.

Ontwikkelingskansen voor 'vochtige' natuurtypes worden als optimaal en de kansen voor 'natte' natuurtypes worden als 'mogelijk' ingeschat als:

1. het hoogteverschil tussen het maaiveld en het beek-, meander- of grachtpeil niet meer dan 2 m bedraagt

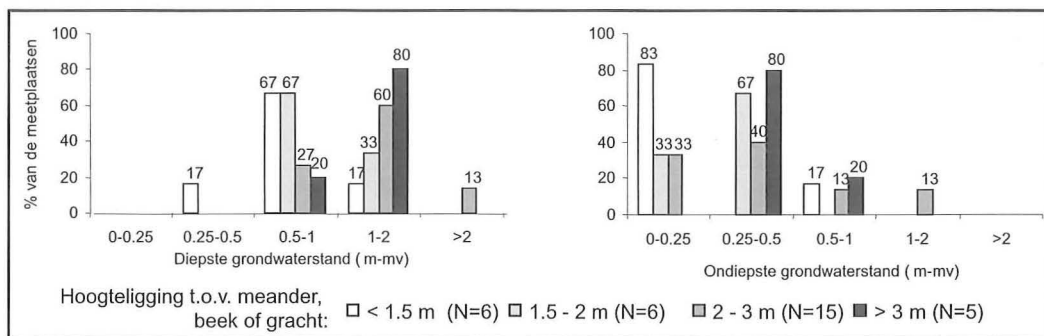
EN

2. het hoogteverschil tussen het peil van de Leie en de maaiveldhoogte kleiner is dan 2 m OF de afstand tot de Leie bedraagt meer dan 500 m OF de ondergrond bestaat uit niet-opgehoogde alluviale klei OF het hoogteverschil tussen maaiveld en beek-, meander- of grachtpeil is kleiner dan 1 m.

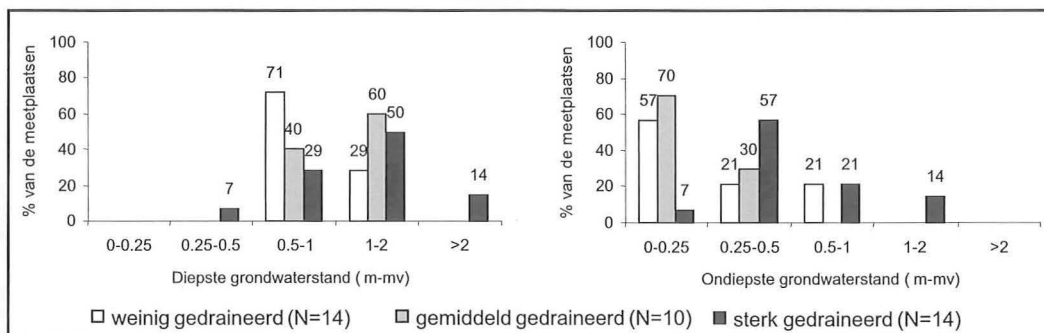
Tenslotte wordt een zone afgebakend waar de ontwikkeling van 'vochtige' natuurtypes wordt ingeschat als 'mogelijk'. Deze zone wordt afgebakend als het gebied waarbinnen het hoogteverschil tussen het maaiveld en het beek-, meander- of grachtpeil niet meer dan 2,5 m bedraagt (zonder bijkomende randvoorwaarden die duiden op beperkte verstoring door drainage of ophoging).

Moeras en open water kunnen slechts in zeer beperkte mate gerealiseerd worden door hoger vermelde inrichtingsmaatregelen. Het actief creëren van deze ecotopen door afgraving is hier nodig. De gedempte meanders vormen hiervoor geschikte locaties.

Figuur 2: Relatie tussen de hoogteligging van een meetlocatie t.o.v. het peil van de nabijgelegen meander, beek of gracht en de grondwaterstand



Figuur 3: Relatie tussen drainagetoestand en grondwaterpeil, zoals vastgesteld tijdens de hydrologische meetcampagne



Door het maximaal inzetten van alle hoger vermelde maatregelen kan in de Leievallei tussen Wervik en Deinze meer dan 500 hectare natte natuur gerealiseerd worden, bestaande uit ca. 48 ha moeras en open water, ca. 8 ha overstroombare ecotopen, ca. 98 ha optimaal voor natte ecotopen, ca. 173 ha mogelijk voor natte en optimaal voor vochtige ecotopen en ca. 200 ha mogelijk voor vochtige ecotopen.

Dankwoord

Met dank aan: Willen Van Crombrugge en Ellen Maes (Waterwegen en Zeekanaal) en de leden van de stuurgroep Seine-Schelde, in het bijzonder An Verboven (INBO, opmaak ecologische gebiedsvisie voor de Leie) en Hans Vereecken (Waterbouwkundig Laboratorium, berekening van overstroombare gebieden langs de Leie)

Referenties

Callebaut, J., De Bie, E., Huybrechts, W., De Becker, P. 2007. NICHE Vlaanderen, SVW, 1-7.

Ecorem 2007. Vervolgstudie Seine-Schelde (deel 3). Ecohydrologische studie. Eindrapport. Studie i.o.v. Waterwegen en Zeekanaal.

Verboven, A., Decler, K. 2007. Verkennende ecologische gebiedsvisie van de Leie tussen Wervik en Deinze. INBO.

Waterbouwkundig laboratorium. 2006. Model 711/03a: Waterpeilen en debieten uit het Leiemodel voor composietwassen T=1 en T=25.

G. Heuvelmans¹, S. Helsen²

¹ *VMM, Afdeling Water
Koning Albert II-laan 20
1000 Brussel
griet.heuvelmans@lin.vlaanderen.be*

² *Ecorem nv
Kontichsesteenweg 38
2630 Aartselaar
stefan.helsen@ecorem.be*

Optimaliseren van natuurinrichting in een Gecontroleerd OverstromingsGebied langs de Zeeschelde: grondwatermonitoring en - modellering, basis voor natuurpotenties

In het Zeescheldebekken worden in de nabije toekomst bijkomende gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG) ingericht om, in het kader van het geactualiseerde Sigmaplan, de kans op overstromingen in te verminderen. In GOG-gebieden waar naast veiligheid ook natuur een belangrijke doelstelling is, kan optimalisatie van het grondwaterregime de natuurpotenties aanzienlijk verhogen.

In het GOG van Kruibeke, Bazel en Rupelmonde (KBR) wordt een dergelijke optimalisatie van de waterhuishouding voorgesteld om Elzenbroekbos te ontwikkelen. Dit prioritair Natura2000 habitattype (91E0) werd deels vernietigd bij de aanleg van de ringdijk en moet dus gecompenseerd worden. Om de optimale locaties voor de ontwikkeling van dit bostype te bepalen, is een gebiedsspecifiek ecohydrologisch model opgebouwd op basis van grondwater- en oppervlaktewaterdata en een digitaal hoogtemodel. Het ecohydrologisch model werd aangepast en gecontroleerd aan de hand van vegetatieopnames en -karteringen. Zo kon worden voorspeld waar en onder welke omstandigheden (bvb. vernatting) kansen voor Elzenbroekbos het grootst waren. De optimale zones voor de ontwikkeling van dit beschermd bostype werden afgelijnd en als nieuwe compensatiegebieden voorgesteld.

Inleiding

Om de kans op overstromingen in het Zeescheldebekken te verminderen, worden gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG) aangelegd. In verscheidene van deze veiligheidsgebieden wordt natuurontwikkeling de voornaamste nevenfunctie en vormt herstel van het natuurlijk grondwaterregime een belangrijke maatregel om natuurpotenties te optimaliseren. Eén van de grondwaterafhankelijke doelhabitats voor het GOG van Kruibeke, Bazel en Rupelmonde is Elzenbroekbos, een Europees beschermd alluviaal boshabitattype dat deel uitmaakt van de rivierbegeleidende bossen. Bij de aanleg van de ringdijk rond het GOG-KBR moeten delen van het aanwezige Elzenbroekbos wijken, wat compensatie binnen de polder van KBR noodzakelijk maakt. Hiertoe moet het optimaal grondwaterregime voor dit bostype hersteld worden in de polder. In deze studie wordt onderzocht hoe en waar de compensaties best kunnen gebeuren (Van Braeckel et al. 2004).

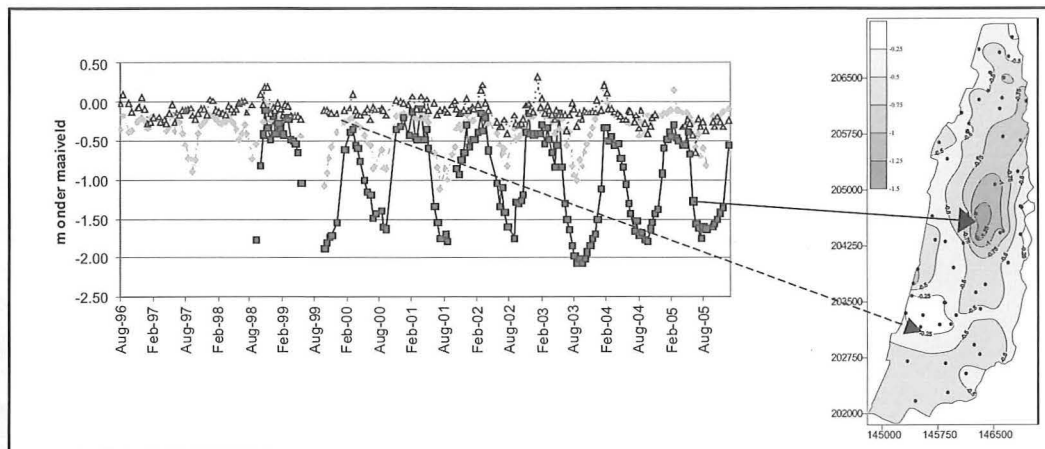
Van grondwatermonitoring en vegetatiekartering naar natuurpotenties

Het grond- en oppervlaktewaterregime werd intensief opgevolgd met een dicht netwerk van piëzometers en peilschalen (figuur 1). Berekeningen met een regionaal grondwatermodel wezen reeds op het belang van grondwaterstromen in de richting van de polder en brachten kwelzones aan het licht (Haecon 2002).

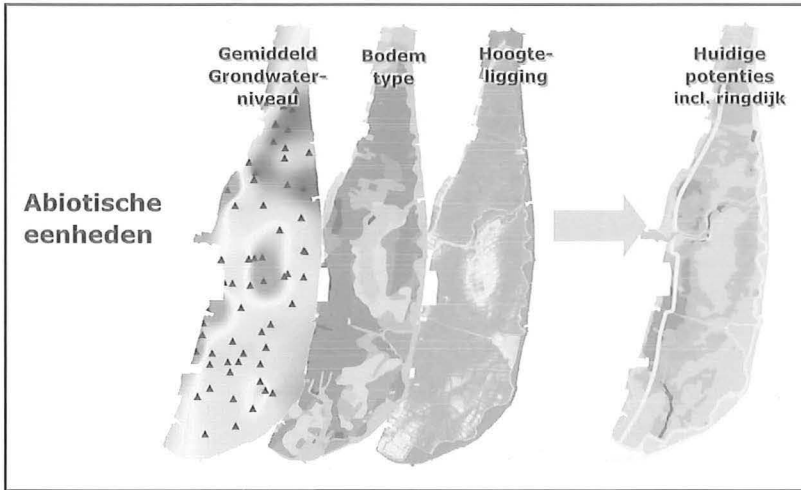
De verzamelde grondwater- en oppervlaktewaterdata vormden samen met een volledige survey van de vegetatie (Vandevoorde et al. 2002), inclusief de verspreiding van freatofyten, de basis voor een gebiedsspecifiek ecohydrologisch model.

Het model is opgebouwd uit een combinatie van een gedetailleerd Digitaal Hoogte Model (DHM), de bodemkaart en de geïnterpoleerde waarden van grondwaterstanden. Op basis van deze verschillende lagen zijn eenheden afgebakend met gelijkaardige standplaatscondities (figuur 2). Aan

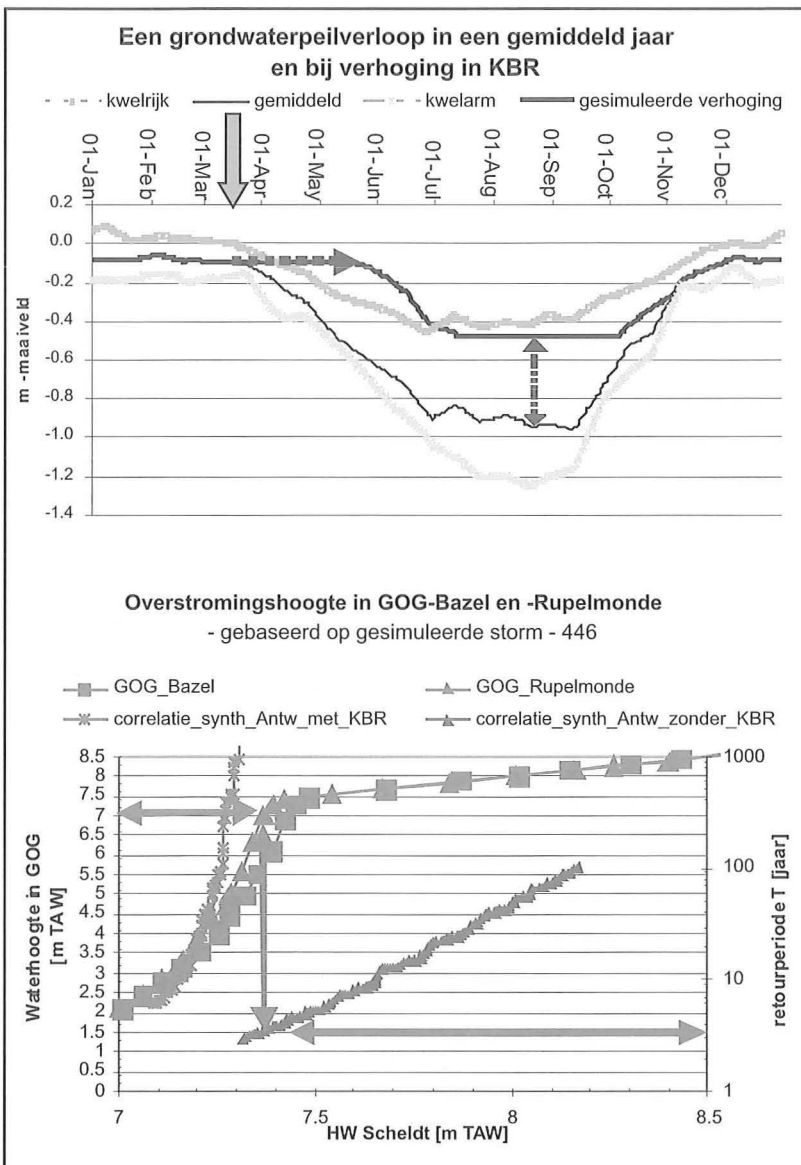
Figuur 1: Grondwaterfluctuaties tussen augustus '96 – '05 in het GOG (driehoek: Elzenbroekbos, vierkant: droog grasland, ruit: vochtige graslanden; kaart: stippen =locatie piëzometers).



Figuur 2: Een combinatie van gemiddeld grondwaterniveau, bodemtype en hoogte, resulteert in abiotische eenheden.



Figuur 3a: Grondwaterregimes in huidige en in het gesimuleerd "vernatting"- scenario. 3b: Voorspelde Overstromingshoogtes in GOG-KBR (reeks GOG_Bazel en Rupelmonde, linker Y-as) en het effect van GOG op de retourperiode (correlatie SA met GOG-KBR en zonder GOGKBR, Y as-rechts; Bron: resultaat numeriek model Waterbouwkundig Laboratorium (2004)).



elke abiotische éénheid kan een natuurtypereeks gekoppeld worden. Een natuurtypereeks is een reeks van natuurtypes of vegetatietypes die voorkomen op gelijkaardige standplaatsen maar onder een verschillende beheersvormen. Aldus kunnen verschillende potentiëkaarten gemaakt worden bij verschillende beheer- en inrichtingscenario's zoals bv. bosontwikkeling bij nulbeheer, graslandontwikkeling bij maaibeheer,....

Om het ecohydrologisch model te kalibreren werd onder de huidige omstandigheden bij nulbeheer de potenties voor alluviale bossen voorspeld en vergeleken met de aanwezige bostypes. De interne validatie van het model gebeurde op basis van het voorkomen van kensoorten van verschillende habitattypen. Voor de bossoorten lag de voorspellingswaarde tussen 73 en 88%.

Potenties voor bossen in KBR

Met dit gebiedseigen ecohydrologisch model konden potentiëkaarten aangemaakt worden voor verschillende vegetatietypes onder diverse beheerscenario's en met eventueel een overstromingseffect na GOG-werking. Eén van de beheerscenario's was een simulatie van een 'vernatting'. Voorjaarsdaling van het grondwater werd met 2 maanden verlaagd door o.a. opstuwning van de sloten (figuur 3a). In een andere variant werd de invloed van GOG-werking (2 jaarlijkse overstromingen vanuit de Schelde bij HW van 7mTAW op de Schelde) op de vegetatiepotenties uitgewerkt. Het Waterbouwkundig Laboratorium berekende d.m.v. een 1D model potentiële overstromingshoogtes in de polder, in functie van de waterhoogtes in de Schelde bij storm, alsook de retourperiodes (figuur 3b). Combinatie van de waterhoogtes bij de overstroming met het DHM geeft het potentieel overstromingsgebied weer.

Uit de potentieanalyse blijkt dat herstel van het natuurlijk grondwaterregime (vernatting) een eerste is voor een uitbreiding van de huidige Elzenbroekbossen (figuur 6a&b). Bij het "vernatting"-scenario zien we naast de uitbreiding van de oostelijke zone versnipperde potentiële locaties voor Elzenbroekbos ten gevolge van de lokale topografische variatie. Bij een nulbeheer kunnen op deze locaties Elzenbroekbossen ontwikkelen, zoals in grote delen van de huidige westelijke boskern.

Besluit

Herstel van het natuurlijk grondwaterregime door vernatting is absoluut noodzakelijk voor de uitbreiding van Elzenbroekbos in KBR. Eerdere voorstellen voor compensatiegebieden liggen sterk verspreid en omvatten niet de meest optimale zones voor dit bostype. De nieuwe voorstellen voor compensatiegebieden, een basis voor het toekomstige inrichtingsplan, optimaliseren de ontwikkelingspotenties voor Elzenbroekbos (figuur 6b). Deze nieuwe gebieden hebben hogere potenties

Figuur 6: a. Huidige (links) en b. toekomstige potenties (rechts) voor Elzenbroekbos



voor Elzenbroekbos, inclusief overgangen naar Elzen-Vogelkersbos en sluiten het sterkst aan bij de huidige en toekomstige grote boskernen in het westen van KBR.

Door de combinatie van hydraulische, hydrologische en ecohydrologische modelresultaten konden de meest optimale ontwikkelingszones voor Elzenbroekbossen voorgesteld worden.

Referenties

Haecon (2002), Onderzoek naar de kwelstromen in Kruibeke: inventarisatie i.o.v. AMINAL Afd. Natuur, pp 33.

Vandevoorde, B., De Becker, P. & Van den Bergh, E. (2002), Vegetatiekartering van de polder van Kruibeke, Bazel en Rupelmonde. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, 2002.07, Brussel, pp. 180.

Van Braeckel, A., Vandevoorde, B., Spanoghe, G., Mertens, W., De Becker, P., Huybrechts, W. & Van Den Bergh, E. (2004), Getijonafhankelijke natuurontwikkeling in het Gecontroleerd Overstromingsgebied van Kruibeke, Bazel en Rupelmonde. Opmaak van het Integraal Plan KBR. Verslag Instituut voor Natuurbehoud, IN.O.2004.16, Brussel, pp. 201.

A. Van Braeckel,
B. Vandevoorde en
E. Van den Bergh

Wetenschapper
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek,
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel.
Contact: Alexander.VanBraeckel@inbo.be
tel.0032/2.528.88.95

